

Universidade de Lisboa
Faculdade de Ciências
Departamento de Biologia Animal



**Evolução do habitat de aves estepárias no Sudoeste da Península
Ibérica no contexto de um ambiente em mudança**

Mestrado em Biologia da Conservação

João Miguel Camacho Gameiro da Silva

Dissertação orientada por:

Prof. Dr. Jorge M. Palmeirim (FCUL)

Prof^a. Dr^a. Aldina M.A. Franco (UEA)

Agradecimentos

Gostaria de aproveitar esta secção para agradecer, de forma breve, às pessoas que tornaram esta tese possível. À Aldina, pela atitude e palavras, positivas e inspiradores, sobre o como encarar a profissão de biólogo investigador, e pelo apoio durante a fase inicial da tese. Ao James, que também me apoiou na fase inicial da tese, por orientar o estudo da dieta de peneireiro-das-torres. Ao Amadeo, por ter feito o enorme trabalho de recolher as regurgitações no campo por mim. Ao Carlos Aguiar, pela enorme paciência, disponibilidade e ajuda na identificação dos insetos encontrados nas regurgitações. Ao João Paulo que, apesar de não ser orientador oficial, se mostrou sempre empenhado e disponível em ajudar-me, com tanto ou mais entusiasmo por este estudo do que eu. Ao professor Jorge Palmeirim, que me orientou e guiou durante toda a tese, sempre com palavras esclarecedoras e motivadoras quando mais era necessário. Queria agradecer ainda a todas as pessoas que se mostraram disponíveis e empenhadas em rever e corrigir este trabalho (Aldina, Flávio, João, Jorge, Maria, Marta, Pedro, Tiago). Por último, uma vénia profunda: ao pai urso, mãe coruja e irmãos lobo (Dudas e Suzy), que sempre apoiaram o rumo que tenho traçado; Ao musaranho, javali e suricata e a toda a família supiana, que me acompanha de braços abertos nesta viagem; À Pirilampa, porque sem luz não há vida.

Resumo

As duas maiores ameaças para a biodiversidade são as alterações de habitat e as alterações climáticas. Estas alterações globais são particularmente importantes pelos seus efeitos em aves estepárias que habitam a Península Ibérica, devido ao estado vulnerável destas espécies e à intensidade das alterações previstas para este território. Por um lado, as transformações ao nível do uso do solo, quer pela intensificação da agricultura, quer pelo seu abandono, têm retirado o habitat seminatural, as estepes cerealíferas, a que estas espécies estão adaptadas e da qual são altamente dependentes. Esta perda de habitat favorável em décadas recentes tem sido a principal causa do declínio acentuado da maioria destas espécies e tem recebido muita atenção na literatura durante os últimos anos. Por outro lado, as alterações climáticas, que terão um impacto particularmente acentuado nas regiões mediterrâneas, não têm sido tão abordadas, apesar de haver alguns estudos que mencionam alterações na distribuição, aumento da mortalidade infantil e redução da fitness geral para várias espécies. O aquecimento global pode, no entanto, criar novas oportunidades de conservação, ao permitir que algumas populações permaneçam nos seus territórios de nidificação durante o inverno, em vez de migrarem para os territórios habituais subsaarianos. Estas duas frentes de ameaça tornaram as aves estepárias nas aves mais ameaçadas do continente europeu. Os países da Península Ibérica, que compreendem o território mais importante para estas aves na Europa ocidental, têm assim responsabilidade acrescida na sua conservação, e devem fazer esforços ao nível das práticas e políticas agrícolas e gestão do uso do solo para permitir a adequabilidade destes habitats durante todo o ano. Para serem adequados, estes habitats têm de ter uma vegetação que permita a reprodução, fuga a predadores, e disponibilidade de recursos alimentares adequada (influenciada por fatores como abundância, detetabilidade e acessibilidade de presas).

Esta tese, dividida em dois capítulos, aborda as implicações de cada uma destas ameaças, e procura contribuir para a conservação de espécies estepárias no Sul da Península Ibérica. No primeiro capítulo, estuda-se a evolução das estepes cerealíferas em Zonas Especiais de Proteção (ZPEs) do Sudoeste da Península Ibérica, através da fotointerpretação de fotografias aéreas de duas datas diferentes. Utilizando uma abordagem análoga a uma análise global, é possível ver que a área estepária favorável diminuiu em *ca.* 5% nas 10 ZPEs e em 10 áreas de controlo localizadas fora de cada ZPE, no período entre 2004-2006 e 2010-2013. As maiores perdas foram observadas em Portugal e nas zonas exteriores às ZPEs (ZPEs de Portugal: $6,4 \pm 2,6\%$ e zonas exteriores: $11,7 \pm 7,5\%$; ZPEs de Espanha: $3,3 \pm 7,5\%$ e zonas exteriores: $7,0 \pm$

8,7%). Esta perda deve-se principalmente à conversão de área aberta para culturas permanentes. Uma vez que um dos principais fatores de seleção de habitat por parte de uma espécie é a disponibilidade de alimento, e que esta disponibilidade está fortemente dependente das práticas agrícolas, o conhecimento sobre a dieta de uma espécie é necessário para a sua conservação. Isto é particularmente evidente em populações de aves que pararam recentemente de migrar e começaram a invernar nos seus territórios tradicionais de reprodução, como resultado das alterações climáticas. No segundo capítulo, regista-se a dieta de uma população residente de peneireiro-das-torres (*Falco naumanni*) no Sul de Espanha, estudada através da análise de regurgitações. A dieta aqui analisada é composta quase exclusivamente por artrópodes, principalmente escolopendras (Chilopoda) e grilos (Orthoptera, Gryllidae), sendo complementada por aranhas (Araneae), coleópteros (Coleoptera), formigas (Hymenoptera, Formicidae) e pequenos mamíferos (Reodentia e Soricomorpha). Este estudo preliminar da dieta parece apresentar contribuições intermédias dos diferentes *taxa* entre a dieta registada para indivíduos nidificantes no Sul de Espanha e a dieta de indivíduos invernantes em África do Sul, o que pode sugerir que estas populações procuram organismos semelhantes aos que encontravam nos seus territórios de inverno tradicionais.

A perda de habitat estepário é um resultado preocupante deste estudo. Revela uma inadequabilidade parcial dos esforços que se têm vindo a desenvolver nas últimas décadas para a conservar a comunidade de aves estepárias na Península Ibérica, tanto pela classificação de ZPEs, como pelas alterações na Política Agrícola Comum (PAC), que têm desenvolvidos esquemas que fomentam a compatibilidade entre a agricultura e manutenção de áreas adequadas para aves. Isto indica uma ineficácia na implementação das leis e medidas propostas pela Diretiva Aves e pelas novas políticas da PAC. A gestão das práticas e políticas agrícolas, exercidas pelas entidades locais e nacionais responsáveis, tem que focar-se nas transformações ao nível do uso do solo, tendo em consideração as alterações climáticas emergentes. A manutenção de sistemas tradicionais de agricultura extensiva, durante todo o ano, é crucial para garantir um mosaico estepário (cerealífero) com uma estrutura de vegetação diversa que vá de encontro às diferentes necessidades de alimentação, reprodução e proteção contra predadores das várias espécies de aves estepárias que habitam a Península Ibérica, possibilitando a sua sobrevivência a longo termo.

Palavras-chave: aves estepárias, dieta de *Falco naumanni*, ZPEs, alterações de habitat, alterações climáticas

Abstract

The major threats to birds' species, as to most other organism, are habitat loss and climate change. Global environmental changes are particularly important for steppe birds in the Iberian Peninsula, due to the vulnerable status of these species and to the predicted magnitude of these changes in the region. This is more evident in steppe birds from the Iberian Peninsula. On one hand, soil use transformations, either by agriculture intensification or land abandonment, have been reducing the cereal steppes, a semi-natural habitat to which these species are adapted and are highly dependent. This loss in favourable habitat in the last decades has been described as the major cause of decline of the majority of these species, and has received much research attention in recent years. On the other hand, climate change, which will have a particularly high impact in the Mediterranean region, has received less attention, although several studies report changes in the distribution of populations, an increase in chick mortality and a reduction in general fitness. Global warming may, however, create new opportunities for conservation, by allowing some populations to remain in their breeding quarters during winter, instead of migrating to their traditional wintering grounds in Africa. These two threats made steppe species the most threatened birds in Europe. The countries of the Iberian Peninsula, the most important range for these birds in the continent, have an increased responsibility for their conservation, and must make efforts in agricultural policies and soil management to maintain the suitability of these areas over the full yearly cycle. For these habitats to be suitable, they need to offer a vegetation structure that provides conditions for breeding, cover from predators, and suitable food resources (which are influenced by factors like prey abundance, detectability and accessibility). This thesis, divided in two chapters, will address the implications of both major threats, and aims to contribute to the conservation of steppe bird species in Southern Iberia.

The first chapter deals with human transformations in soil use. The evolution of cereal steppe habitats in Special Protection Areas (SPAs) of south-eastern Iberian Peninsula is assessed by photointerpretation of aerial photography of two sets of dates. Through an approach similar to a meta-analysis, it is possible to see that favourable steppe area has been decreasing in *ca.* 5% in the 10 SPAs and 10 control areas located outside of each ZPE, between 2004-2006 and 2010-2013. Greater losses were observed in Portugal and in areas outside SPAs (Portuguese SPAs: $6,4 \pm 2,6\%$ and outside areas: $11,7 \pm 7,5\%$; Spanish SPAs: $3,3 \pm 7,5\%$ and outside areas: $7,0 \pm 8,7\%$). These losses are primarily due to the conversion of open areas to permanent cultures and, to a lesser extent, to irrigated areas and scrubland.

Bearing in mind that one of the main drivers influencing the foraging habitat selection of a species is the availability of food resources, and that this availability is highly dependent on agricultural practices, knowledge on the dietary needs of a species is required for conservation. This is particularly evident in populations of birds that recently stop migrating and started to winter in their traditional breeding grounds, as a result of climate change. The second chapter focuses on the diet of resident lesser kestrels (*Falco naumanni*) in South Spain, studied through the analysis of pellets. The diet is composed almost exclusively of big arthropods, mainly centipedes (Chilopoda) and crickets (Orthoptera, Gryllidae), being complemented by spiders (Araneae), beetles (Coleoptera), ants (Hymenoptera, Formicidae) and small mammals (Rodentia and Soricomorpha). This preliminary dietary study shows that the diet has a composition somewhat intermediate between the diets of breeding lesser kestrels in Southern Spain, and the diet of wintering lesser kestrels in South Africa. This suggests that these populations might be looking for similar organisms to the ones they use to prey on in their traditional wintering grounds.

The loss of steppe habitat is a worrying result of this study. It reveals a partial failure of the ongoing efforts to conserve the steppe bird community in the Iberian Peninsula, both through the classification of SPAs and changes in Common Agricultural Policies (CAP), such as the creation of schemes fostering compatibility between agriculture and the maintenance of suitable areas for birds. This indicates a lack of efficiency in the implementation of the regulations and of measures proposed by the Birds Directive and the new CAP policies. The management of agricultural practices, performed by the responsible local and national entities, needs to focus on land use transformations, but taking into consideration the ongoing climate changes. The maintenance of extensive and traditional agricultural practices, during all seasons of the year, is crucial for maintaining a steppe-like mosaic with diverse vegetation structure that satisfies the feeding, reproduction and anti-predatory needs of the various steppe bird species that inhabit the Iberia Peninsula, allowing their long term survival.

Key-words: steppe birds, *Falco naumanni*'s diet, habitat change, climate change, SPAs

Índice

Introdução geral	9
Capítulo 1 - Alterações de habitat: evolução das estepes cerealíferas em áreas protegidas do sudoeste da Península Ibérica	17
Introdução	17
Métodos	21
<i>Seleção das áreas de estudo</i>	21
<i>Classificação dos usos do solo</i>	24
<i>Análise dos dados</i>	25
Resultados	27
Discussão	35
<i>Eficácia das ZPEs na conservação de habitat estepário</i>	35
<i>Principais tendências de alteração do uso do solo</i>	37
<i>Próximos passos</i>	39
Capítulo 2 – Alterações climáticas: A dieta de peneireiros-das-torres (<i>Falco naumanni</i>) em novos habitats de inverno	45
Introdução	45
Métodos	47
<i>Análise dos dados</i>	49
Discussão	55
<i>Composição geral da dieta</i>	55
<i>Comparação entre dietas de peneireiros-das-torres residentes, nidificantes e invernantes</i>	55
<i>Variação na composição da dieta ao longo do espaço e do tempo</i>	58
<i>Próximos passos</i>	59
<i>Implicações para o peneireiro-das-torres</i>	60
Conclusão geral	63
Referências	65
Anexos	77

Introdução geral

As duas maiores ameaças a uma espécie de ave (ou de qualquer outro organismo) são as alterações de habitat e as alterações climáticas (Parmesan & Yohe, 2003; Travis 2003; Martín *et al.*, 2012). À medida que o Homem converte habitats naturais, os biomas e ecorregiões do mundo são degradados e o número de espécies, paisagens e interações ecológicas reduz-se, pondo em causa a biodiversidade e os benefícios ecológicos que dela tiramos. (Tilman *et al.*, 1997; Hoekstra *et al.*, 2005). A destruição de habitat provoca a extinção direta de espécies raras e endémicas que só ocorrem em determinadas zonas, reduz a densidade populacional e pode provocar extinções desfasadas no tempo (muitos anos depois da perda de habitat) em espécies comuns pela alteração das dinâmicas locais de colonização e extinção (Tilman *et al.*, 1997; Brooks *et al.*, 2002). Myers *et al.* (2000) identificaram *hotspots* de biodiversidade, locais com concentrações muito elevadas de espécies endémicas que estão a sofrer perdas de habitat também muito elevadas. Mais de metade de todas as espécies do mundo ocorrem em 1,4% da superfície terrestre, que inclui estes *hotspots* (Brooks *et al.*, 2002). A maior parte destes hotspots é composto por florestas tropicais, que têm sido destruídas a um ritmo elevado, principalmente no Brasil e Sudoeste Asiático, com consequências graves para a biodiversidade presente (Tabarelli *et al.*, 1999; Brooks *et al.*, 2002; Sodhi *et al.*, 2004). Por outro lado, biomas temperados e mediterrânicos também estão sob risco evidente, face à degradação do habitat como resultado da intensificação e outras alterações agrícolas (Wilson *et al.*, 1999; Myers *et al.*, 2000; Hoekstra *et al.*, 2005).

Por outro lado, tem-se tornado cada vez mais evidente que as alterações climáticas estão a impactar vários aspetos de populações e comunidades ecológicas de muitos grupos de organismos (Walther *et al.*, 2002; Crick, 2004; Pearce-Higgins *et al.*, 2015). Estas alterações têm provocado alterações na distribuição de populações, podendo deslocá-las para fora dos limites de áreas protegidas, e impactado a sobrevivência e performance reprodutora de indivíduos, com consequências diretas para a demografia e estruturação organizacional de populações (Crick, 2004; Synes & Osborne, 2011; Baker *et al.*, 2015; Pearce-Higgins *et al.*, 2015). As aves têm sido o grupo mais estudado e apresentam alguns dos melhores exemplos dos impactos destas alterações por todo o mundo (Crick, 2004; Gordo *et al.*, 2005), relacionados sobretudo com alterações na fenologia e nos padrões migratórios (Crick 2004; Gordo *et al.*, 2005; Møller *et al.*, 2008; Schaefer *et al.*, 2008; Wilcove & Wikelski, 2008). Respostas de aves migradoras a estas novas condições ambientais incluem avanços no período

reprodutor (Heath *et al.*, 2012), avanços nas migrações primaveris e outonais (Gordo *et al.*, 2005; Meller *et al.*, 2013; Charmantier & Gienapp, 2014) e alterações nas suas estratégias migradoras para permanecer mais perto dos territórios de nidificação (Visser, 2009; Charmantier & Gienapp, 2014).

Alterações do habitat e alterações climáticas não ocorrem em isolado, influenciando-se sinergicamente (Root *et al.*, 2003; Travis, 2003; Jetz *et al.*, 2007). A deflorestação e degradação de florestas é referenciada como um dos grandes fatores para a emissão de gases do efeito de estufa e consequentes alterações climáticas globais (Olander *et al.*, 2008). Por outro lado, o aquecimento global pode provocar a perda de habitat intertidal de aves costeiras (Galbraith *et al.*, 2002), ou aumentar a frequência de fogos em paisagens mediterrânicas (Regos *et al.*, 2015).

Para além de ser considerada um *hotspot* de biodiversidade (cuja uma das características é a elevada perda a ou degradação de habitat; Myers *et al.*, 2000), a região mediterrânica também emerge como um dos principais *hotspots* em termos de suscetibilidade às alterações climáticas (Giorgi, 2006; Catry *et al.*, 2011 (A)). Dentro da região mediterrânica, a Península Ibérica permitiu o aparecimento de um grupo particular de aves fortemente ligadas às estepes, habitats compostos por grandes áreas abertas, planas, com vegetação arbórea ausente ou muito reduzida (Oñate *et al.*, 2007). Estes habitats, originalmente localizados na Rússia e Ásia Central, expandiram-se pela Europa ocidental, pelo desenvolvimento histórico de práticas agro-pastoris de baixa intensidade, criando as chamadas pseudo-estepes ou estepes cerealíferas (Delgado & Moreira 2000; Moreira *et al.*, 2007; Oñate *et al.*, 2007; Leitão *et al.*, 2010).

Atualmente, a as estepes cerealíferas da Península Ibérica constituem um dos principais territórios europeus para várias espécies estepárias, como abetarda (*Otis tarda* Linnaeus, 1758), alcaravão (*Burhinus oedipnemus* Linnaeus, 1758), calhandra-real (*Melanocorypha calandra* Linnaeus, 1766), cortiçol-de-barriga-branca (*Pterocles alchata* Linnaeus, 1766), cortiçol-de-barriga-preta (*Pterocles orientalis* (Linnaeus, 1758)), peneireiro-das-torres (*Falco naumanni* Fleischer, 1818), rolieiro (*Coracias garrulus* Linnaeus, 1758), sisão (*Tetrax tetrax* (Linnaeus, 1758)) e tartaranhão-caçador (*Circus pygargus* (Linnaeus, 1758)), sendo também um território importante para espécies invernantes, como grou-comum (*Grus grus* (Linnaeus, 1758)) (Donazar *et al.*, 1993; Franco *et al.*, 2000; Marques *et al.*, 2005; Moreira *et al.*, 2007; Leitão *et al.*, 2010; Magaña *et al.*, 2010; Benítez-López *et al.*, 2013; Delgado *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2014). Todas estas espécies são altamente dependentes do mosaico criado pelas agrícolas extensivas com sistema de rotação, típico das estepes cerealíferas ibéricas.

A abetarda (figura 1 A) é uma ave predominantemente herbívora que ocorre desde a Península Ibérica e norte de Marrocos, como residente, até à Ásia oriental, com populações migradoras entre a Mongólia e a China (Lane *et al.*, 2001; Birdlife International, 2013(C)). É uma espécie poligínica em que machos e fêmeas utilizam o mosaico estepário de maneira diferente, procurando o equilíbrio entre campos em fase de restolho, para se esconderem de predadores, e terrenos cultivados ou pastagens para obter uma boa visibilidade sobre os machos em exibição (Magaña *et al.*, 2010; Palacín *et al.*, 2012; Tarjuelo *et al.*, 2014). Esta espécie emblemática dos sistemas estepários (Traba *et al.*, 2007) encontra-se com um estatuto de conservação de ‘vulnerável’ (VU), com uma população em declínio (Birdlife International, 2013 (C)).

O alcaravão (figura 1 B) é uma espécie com uma alimentação composta por invertebrados terrestres que, apesar de ser considerada uma ave limícola, está normalmente associada a habitats terrestres abertos com vegetação heterogénea mas relativamente alta, provavelmente para se refugiar de predadores (Green *et al.*, 2000; Tella *et al.*, 1996). Reproduz-se na região paleártica, hibernando sobretudo na África supraequatorial, e na Península Ibérica apresenta populações na sua maioria residentes (Birdlife International 2014). Tem um estatuto de conservação de ‘pouco preocupante’ (LC), apesar de a sua população estar em declínio (Birdlife International, 2014).

A calhandra-real (figura 1 C) é um passeriforme granívoro com uma distribuição na Europa mediterrânica, Norte de África e médio oriente (Birdlife international, 2012 (C)). Utiliza sobretudo terrenos de pousio ou alqueive com vegetação rasteira, em paisagens com baixa heterogeneidade e baixa densidade de margens de terrenos (Morgado *et al.*, 2010; Sanza *et al.*, 2012; Delgado *et al.*, 2013). Apresenta um estatuto de conservação de ‘pouco preocupante’, mas uma tendência populacional negativa (Birdlife international, 2012 (C)).

As duas espécies de cortiçol presentes na Península Ibérica, cortiçol-de-barriga-branca e cortiçol-de-barriga-preta (figura 1 D e E, respetivamente), apresentam uma distribuição semelhante, na Europa aparecendo quase exclusivamente na Península Ibérica, ocorrendo também no Nordeste Africano e no Médio oriente/Ásia central (Birdlife International, 2012 (D, E)). Nidificam e alimentam-se sobretudo em campos em fase restolho, pousios e pastagens, utilizando também terrenos lavrados (Martín *et al.*, 2010, Benítez-López *et al.*, 2013; Martín *et al.*, 2014). Apesar de ambas as espécies terem um estatuto de conservação de ‘pouco preocupante’ e do cortiçol-de-barriga-branca apresentar uma tendência populacional estável,

ambas são consideradas como ‘vulnerável’ em Espanha e cortiçol-de-barriga-branca como ‘criticamente em perigo de extinção’ (CR) em Portugal (Birdlife International 2012 (D, E)).

O grou-comum (figura 1 I) é uma espécie que só ocorre na Península Ibérica durante o Inverno, apresentando uma distribuição reprodutora sobretudo no Norte da Europa e Ásia, invernando no Norte de África, subcontinente Indiano e a Este da China (birdlife International, 2012 (B)). Na Península Ibérica, apesar de ser uma espécie normalmente associada a áreas abertas e planas, ocorre normalmente nas proximidades de Montado (normalmente *Quercus ilex*), uma vez que as bolotas são uma componente importante da sua dieta (Díaz *et al.*, 1996; Franco *et al.*, 2000). Apresenta um estatuto de conservação de ‘pouco preocupante’, apesar de haver algumas regiões em que a população está em declínio (Birdlife International, 2012 (B)).

O rolieiro (figura 1 G) é uma ave que se reproduz desde o Noroeste Africano e países mediterrânicos (incluindo a Península Ibérica) até ao médio oriente e oeste dos Himalaias, invernando sobre grande parte do território saariano e subsariano Africano (Birdlife International, 2012 (A)). É uma espécie que nidifica obrigatoriamente em cavidades, utilizando frequentemente edifícios humanos na Península Ibérica (Catry *et al.*, 2011 (B)). Habita preferencialmente montados abertos, pinhais ou pomares, vales de rios ou habitats agrícolas, como pastagens, alqueives e margens de terrenos, evitando terrenos de agricultura intensiva (Avilés *et al.*, 2000; Avilés & Parejo, 2004; Catry *et al.*, 2011 (B)). Apresenta um estatuto de conservação de ‘quase ameaçado’ (NT), mas a sua população encontra-se em declínio e está classificado como ‘criticamente em perigo de extinção’ em Portugal (Catry *et al.*, 2011 (B); Birdlife International 2012 (A)).

O sisão (figura 1 H) é uma ave que se reproduz no Sul da Europa e Norte de Marrocos, onde estabelece populações residentes, até à Ásia ocidental e central, onde inverte no médio oriente (Birdlife International, 2012 (F)). Em semelhança à abetarda, o sisão é uma espécie poligínica que utiliza o mosaico cerealífero diferentemente de acordo com o sexo, preferindo pousios e pastagens com diferentes alturas de vegetação de acordo com a época do ano, procurando um equilíbrio entre proteção contra predação e visibilidade de conspécíficos (Silva *et al.*, 2004, 2014 (A)). Encontra-se com um estatuto de conservação de ‘quase ameaçado’, com uma tendência populacional negativa (Birdlife International, 2012 (F)).

O tartaranhão-caçador (figura 1 F) é uma ave de rapina migradora de longa distância, reproduzindo-se na região paleártica desde a Península Ibérica até ao Cazaquistão, invernando sobretudo na África subsariana e subcontinente Indiano (Birdlife International, 2013 (A)).

Utiliza habitats com vegetação alta para nidificar, como cultivos de cereais, pousios ou margens de terrenos, e procura alimento, maioritariamente pequenos mamíferos, em pomares ou terrenos não irrigados de leguminosas (Arroyo *et al.*, 2002; Cormier *et al.*, 2008; Guixé & Arroyo, 2011). Apesar do estatuto de conservação de ‘pouco preocupante’, apresenta um declínio populacional e encontra-se ‘vulnerável’ e ‘em perigo’ (EN) em Espanha e Portugal, respetivamente (Birdlife International, 2013 (A)).

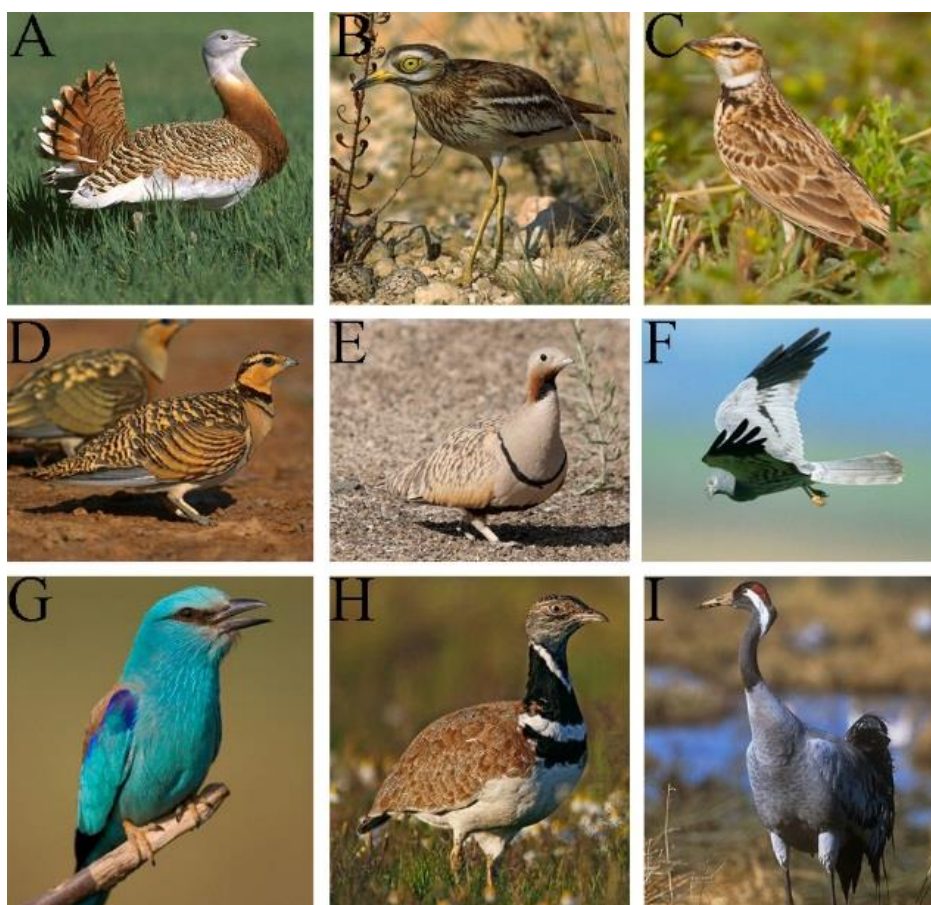
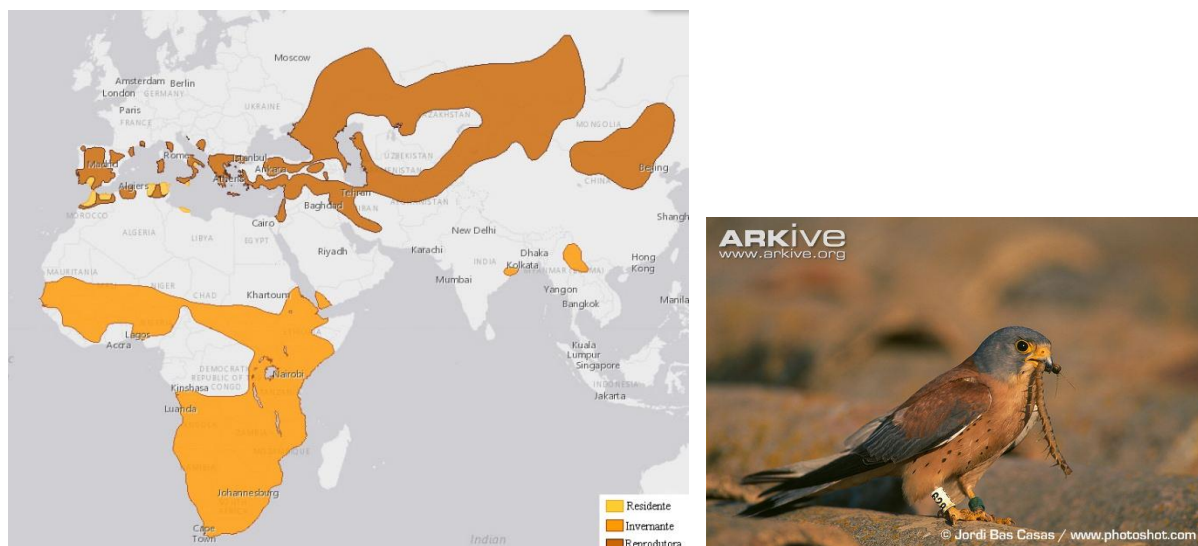


Figura 1: Principais espécies estepárias que ocorrem na Península Ibérica: abetarda (A), alcaravão (B), calhandra-real (C), cortiçol-de-barriga-branca (D), cortiçol-de-barriga-preta (E), tartaranhão-caçador (F), rolieiro (G), sisão (H), grou-comum (I). Todas as imagens foram obtidas do ARKive (www.arkive.org), com a exceção da imagem do cortiçol-de-barriga-preta (obtida em <https://www.flickr.com/photos/yeliseev/4628290205>).

O peneireiro-das-torres (figura 2), por fim, recebe aqui especial atenção, por ser a espécie em foco no segundo capítulo deste trabalho. É uma pequena ave de rapina colonial muito dependente de zonas abertas agrícolas extensivas. Tem uma ocorrência estival paleártica, desde a Península Ibérica às planícies do Afeganistão, Mongólia e Nordeste da China. Inverna sobretudo a Sul do Sahara (África), apresentando também uma pequena população invernante na província de Andaluzia (Gonzales & Merino 1990; Negro *et al.*, 1991; Birdlife International, 2013 (B)). Forma colónias normalmente em infraestruturas urbanas, utilizando cavidades de igrejas, castelos ou edificios abandonados (“cortijo” e “monte alentejano”) (Gonzales &

Merino, 1990; Bustamante, 1997; Negro *et al.*, 1997; Franco & Sutherland, 2004; García *et al.*, 2006; Catry *et al.*, 2010 (A)). Utiliza o mosaico estepário na sua generalidade, como cultivos de sequeiro de cereais e leguminosas, pousios, pastagens e margens de terrenos, com maior ou menor intensidade consoante a época do ano. Evita cultivos irrigados e habitats com uma estrutura da vegetação que impeça a procura de alimento (sobretudo artrópodes de grandes dimensões), como cultivos de girassol ou milho, olivais, vinhas, matos, montado e outros tipos de florestas (Donazar *et al.*, 1993; Tella & Forero 2000; Franco & Sutherland, 2004; Úrzua *et al.*, 2005; García *et al.*, 2006; Catry *et al.*, 2013). Esta espécie migradora afro-paleártica sofreu um declínio muito acentuado na segunda metade do século XX, sobretudo devido às alterações agrícolas, que afetaram o seu comportamento de procura de alimento, quer pela intensificação da agricultura, conversão para florestações, abandono do solo e perda de locais para nidificar (Bustamante, 1997; Franco & sutherland, 2004; Catry *et al.*, 2009. Evidências recentes indicam uma tendência populacional estável ou ligeiramente positiva nas últimas 3 gerações, provavelmente resultado de um maior conhecimento (adquirido através de estudos científicos) e de esforços de conservação das populações europeias, como provisionamento de ninhos artificiais (Catry *et al.*, 2011 (A)). Como resultado, o seu estatuto de conservação passou de ‘vulnerável’ para ‘pouco preocupante’ (Least concern, Birdlife International 2013 (B)) (Catry *et al.*, 2009; Catry *et al.*, 2011 (A); Sarà *et al.*, 2014).



Estas espécies de aves, as aves estepárias, encontram-se entre as mais ameaçadas da Europa (Suaréz *et al.*, 1997; Urzúa *et al.*, 2005, Traba *et al.*, 2007; Martín *et al.*, 2012; Palacín *et al.*, 2012; Benítez-López *et al.*, 2013). Por um lado, as transformações ao nível do uso do solo, quer pela intensificação da agricultura, quer pelo seu abandono, têm retirado o habitat aberto a que estas espécies estão adaptadas e da qual são altamente dependentes (Traba *et al.*, 2007). Esta perda de habitat favorável em décadas recentes têm sido a principal causa do declínio acentuado da maioria destas espécies e têm recebido muita atenção na literatura durante os últimos anos (Birdlife International, 2012, 2013, 2014). Por outro lado, o impacto das alterações climáticas não tem sido tão abordadas, apesar de haver alguns estudos que mencionam alterações na distribuição, aumento da mortalidade infantil e redução da *fitness* geral (Catry *et al.*, 2011 (A); Mi *et al.*, 2015; Silva *et al.*, 2015).

Nesta tese, dividida em dois capítulos, tenta-se abordar estas duas frentes de ameaça e a sua consequência para as aves estepárias. No primeiro capítulo, estuda-se a evolução das estepes cerealíferas em Zonas de Proteção Especial (ZPEs) no sudoeste da Península Ibérica. No segundo capítulo, estuda-se a dieta de populações residentes de peneireiro-das-torres, que invernam nos seus territórios habituais de reprodução no Sul de Espanha, como resultado das alterações climáticas emergentes.

Capítulo 1 - Alterações de habitat: evolução das estepes cerealíferas em áreas protegidas do sudoeste da Península Ibérica

Introdução

As alterações humanas têm afetado os ecossistemas prístinos europeus desde muito cedo, devido ao aumento da densidade populacional e ao desenvolvimento de práticas agro-pastoris (Wilcove *et al.*, 1986; Tella *et al.*, 1998). Estas alterações levaram à destruição de florestas e à lavra e/ou pastoreio de planícies no sul da Europa, originando um tipo de pradaria semi-natural chamado pseudo-estepes (Wilcove *et al.*, 1986; Tella *et al.*, 1998; Kleijn *et al.*, 2006). Estes habitats, também conhecidos como estepes cerealíferas, são ecossistemas vastos e planos, com cobertura arbórea muito reduzida ou ausente, criadas pela cultura extensiva de cereais num sistema rotacional, que resulta num mosaico de campos de cereais, restolho, campos arados e pousios, que duram um ou mais anos e são pastoreados extensivamente (Dijk, 1991; Suárez *et al.*, 1997; Delgado & Moreira, 2000; Franco & Sutherland, 2004). A gestão histórica e de baixa intensidade destas paisagens permitiu a colonização por algumas espécies de aves provenientes de estepes naturais da zona centro da região paleártica, que acompanharam este desenvolvimento agrícola e que estão agora adaptadas a estes ecossistemas geridos pelo Homem (Stoate *et al.*, 2009; Magaña *et al.*, 2010; Martín *et al.*, 2012). Na Península Ibérica, as estepes cerealíferas (juntamente com pastagens extensivas) constituem agora a principal zona de ocorrência de várias espécies estepárias na Europa ocidental, como abetarda (*Otis tarda*), alcaravão (*Burhinus oedicnemus*), calhandra-real (*Melanocorypha calandra*), cortiçol-de-barriga-branca (*Pterocles alchata*), cortiçol-de-barriga-preta (*Pterocles orientalis*), peneireiro-das-torres (*Falco naumanni*), rolieiro (*Coracias garrulus*), sisão (*Tetrax tetrax*) e tartaranhão-caçador (*Circus pygargus*), sendo também um território invernante importante para o grou-comum (*Grus grus*) (Donazar *et al.*, 1993; Franco *et al.*, 2000; Marques *et al.*, 2005; Moreira *et al.*, 2007; Leitão *et al.*, 2010; Magaña *et al.*, 2010; Benítez-López *et al.*, 2013; Delgado *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2014) (ver introdução geral para uma descrição breve de cada espécie).

No entanto, as estepes cerealíferas são habitats marginais do ponto de vista económico e têm sofrido grandes transformações nas últimas décadas (Tella *et al.*, 1998; Moreira *et al.*, 2007).

Por um lado, terrenos produtivos têm sido alvo de intensificação, conversão para monoculturas extensas, culturas permanentes (olivais e vinhas) e irrigação intensiva, com um consequente aumento no uso de fertilizantes, aplicação pesticida e mecanização. Por outro lado, terrenos menos produtivos são abandonados ou convertidos em florestações (Urzúa *et al.*, 2005, Moreira *et al.*, 2007; Oñate *et al.*, 2007; Traba *et al.*, 2007; Palacín *et al.*, 2012; Benítez-López *et al.*, 2013). A Política Agrícola Comum (PAC) é a principal ferramenta de política agrícola na União Europeia desde o início dos anos 60 e gerou um aumento da produção e rendimento do mercado agrícola em detrimento das práticas agrícolas tradicionais compatíveis com a conservação, sendo afirmada por alguns autores como a principal responsável por estas transformações (Lane *et al.*, 2001; Butler *et al.*, 2010; Catry *et al.*, 2013).

A conversão para monoculturas extensas, evidentes em França e Norte de Espanha, retira a característica de mosaico típico de estepes cerealíferas a que estas aves estão adaptadas (Stoate *et al.*, 2009; Palacín *et al.*, 2012; Moreira *et al.*, 2012). A conversão de área aberta, quer para culturas permanentes ou florestações, quer para matos pelo abandono dos terrenos impede o desenvolvimento de uma estrutura de vegetação adequada para estas espécies (Cormier *et al.*, 2008; Benítez-López *et al.*, 2013), reduzindo a eficácia na procura de alimento, reprodução e nidificação (Osborne *et al.*, 2001; Butler *et al.*, 2010; Peggie *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2014; Whittingham & Evans, 2004). Muitas destas espécies também selecionam áreas abertas como adaptação anti-predatória, procurando zonas com uma estrutura de vegetação que lhes permita esconderem-se de predadores, mas mantendo uma boa visibilidade sobre os mesmos (Butler *et al.*, 2005; Silva *et al.*, 2004, 2007; Magaña *et al.*, 2010; Morgado *et al.* 2010; Martín *et al.*, 2014). Abertadas e sisões, duas espécies poligínicas com formação de *leks*, precisam de encontrar um equilíbrio entre áreas com uma vegetação que permita boa visibilidade para as arenas de exibição e áreas que permitam esconder-se de predadores (Osborne *et al.*, 2001; Magaña *et al.*, 2010, Silva *et al.*, 2014). A intensificação do uso de fertilizantes e pesticidas têm efeitos deletérios nas plantas e artrópodes, que constituem a principal dieta destas aves (Brotons *et al.*, 2004; Alvilés & Parejo, 2004; Urzúa *et al.*, 2005; Silva *et al.*, 2007; Traba *et al.*, 2007; Vergara *et al.*, 2008). Um estudo recente mostra o impacto de contaminantes ambientais na estrutura de cascas de ovos em peneireiro-das-torres, com possíveis consequências para o sucesso reprodutor (Caldara *et al.*, 2013). O impacto da mecanização nestas aves também é considerável. Apesar da ceifa dos campos com máquinas criar uma boa oportunidade de alimentação para espécies como o peneireiro-das-torres, através de um aumento abrupto e momentâneo de acessibilidade de presas, representa uma grande ameaça

para espécies que nidificam no solo, como abetarda, sisão e tartaranhão-caçador (Arroyo *et al.*, 2002; Magaña *et al.*, 2010; Bretagnolle *et al.*, 2011; Catry *et al.*, 2014). Koks *et al.* (2007) sugere que a destruição de ninhos destas espécies devido a atividades de ceifa pode chegar aos 70%.

Estas alterações, associadas ao aumento de perturbação humana relacionada com a urbanização e o desenvolvimento de infraestruturas, são referidas como a principal causa de declínio de populações de espécies associadas a campos agrícolas nos últimos anos (Lane *et al.*, 2001; Palacín *et al.*, 2012; Benítez-López *et al.*, 2013; Catry *et al.*, 2013; Lóránt & Vadász, 2014; Vickery *et al.*, 2014). Estas espécies, que incluem as aves estepárias, são atualmente o grupo de aves mais ameaçado da Europa (Suaréz *et al.*, 1997; Urzúa *et al.*, 2005, Traba *et al.*, 2007; Martín *et al.*, 2012; Palacín *et al.*, 2012; Benítez-López *et al.*, 2013).

Alterações na PAC têm procurado soluções que sejam compatíveis com a conservação dos ecossistemas agrícolas tradicionais e, consequentemente, de aves estepárias. Stoate *et al.*, (2001, 2009) fazem uma revisão extensa desta política e de todos os esquemas propostos, com as respetivas eficácias e consequências em vários países. O mecanismo com maior potencial para mitigar estes impactos e impedir ou reduzir o declínio de aves estepárias são os Esquemas Agroambientais (EAA; Regulamento 2078/92/EEC), introduzidos na PAC em 1992, em que os agricultores são pagos para proteger e aumentar o ambiente, preservando estes habitats e as suas características históricas (Kleijn *et al.*, 2006; Whittingham, 2007; Butler *et al.*, 2010; Bretagnolle *et al.*, 2011). No entanto, a eficácia destes esquemas é posta em causa por vários autores, que indicam resultados controversos e falta de um bom desenho experimental por parte dos estudos que avaliam estes esquemas, usualmente como uma avaliação não quantitativa, e portanto não testável (Kleijn & Sutherland 2003; Stoate *et al.*, 2009; Butler *et al.*, 2010; Leitão *et al.*, 2010; Bretagnolle *et al.*, 2011; Sanderson *et al.*, 2015). O resultado negativo de alguns destes esquemas pode ter sido devido à falta de conhecimento científico dos mecanismos ecológicos inerentes antes da implementação destas medidas (Llusia & Oñate, 2005; Kleijn *et al.*, 2006; Bretagnolle *et al.*, 2011).

Apesar da eficácia controversa mencionada por alguns destes autores, estes esforços de conservação têm-se traduzido em tendências populacionais positivas em algumas espécies (Magaña *et al.*, 2010; Catry *et al.*, 2013). Um estudo recente indica tendências populacionais mais positivas para aves presentes no anexo I da Diretiva Aves quando comparadas com aves que não constam desta listagem, tanto a curto como a longo prazo (Sanderson *et al.*, 2015). No

entanto, nem todas as espécies listadas no anexo 1 são aves estepárias e estas parecem continuar em declínio (das espécies mencionadas acima, apenas cortiçol-barriga-branca e peneireiro-das-torres apresentam tendências populacionais estáveis, ainda que a primeira se encontra criticamente em perigo de extinção (CR) e vulnerável (VU) em Portugal e Espanha, respetivamente; Birdlife International, 2012, 2013, 2014).

Em paralelo às alterações na Política Agrícola Comum, a Diretiva do Parlamento Europeu e o Conselho da União Europeia relativo à conservação de aves selvagens (79/409/EEC, e 2009/147/EC, doravante referida como Diretiva Aves), diretiva constituinte da Rede Natura 2000, impôs aos membros estados da União Europeia a criação de Zonas de Proteção Especial (ZPEs) para preservar espécies sensíveis listada no Anexo I da Diretiva, das quais fazem parte todas as espécies anteriormente referidas. Estas áreas têm o intuito de salvaguardar os habitats em que ocorrem estas espécies sensíveis, com uma gestão sustentável promovidas através de medidas como parcerias de conservação, legislação e incentivos financeiros (Guixé & Arroyo, 2011; European Union, 2009). As ZPEs também têm sido alvo de críticas por parte de vários estudos, que afirmam que não cumprem o seu papel e não têm em conta todos os requerimentos de habitat e alimentação necessários de cada espécie (Traba *et al.*, 2007; Guixé & Arroyo, 2011; Palacín *et al.*, 2012). Traba *et al.* (2007) afirmam que as ZPEs de Espanha não cobrem as áreas estepárias mais importantes de forma adequada, e que isso é devido à falta de métodos bem definidos e critérios explícitos na designação de uma área para a conservação de aves, criticando também o facto de serem áreas que foram definidas com base em espécies-bandeira, como a abetarda, e que isso pode excluir muitas áreas vulneráveis ou ricas em espécies estepárias. Guixé & Arroyo (2011) referem que as ZPEs cobrem uma percentagem reduzida da extensão de caça de tartaranhão-caçador. Gaston *et al.* (2006, 2008) fizeram uma revisão das áreas protegidas no Reino Unido e Europa e chegaram à conclusão que o grande problema que impede verificar a eficácia de áreas protegidas é a escassez de informação disponível. A recolha de dados sobre a eficácia de áreas protegidas, como ZPEs, tem então de ser considerada como uma prioridade (Traba *et al.*, 2007).

A Península Ibérica abrange mais de metade das populações europeias da maioria das espécies estepárias aqui consideradas, sendo o território europeu mais importante para a conservação das mesmas (Bustamante, 1997; Silva *et al.*, 2004; Moreira *et al.*, 2007; McMahon *et al.*, 2010, Martín *et al.*, 2012; Benítez-lopez *et al.*, 2013). Llusia & Oñate (2005) aponta para a falta de eficácia dos EAA na conservação dos territórios estepários em Espanha, e que a implementação destes esquemas não está a ser direccionada para as ZPEs, o que sugere que estes esforços não

têm sido suficientes para manter áreas favoráveis para espécies estepárias. É então essencial perceber se as áreas estepárias têm sido preservadas na Península Ibérica, e se o facto de um território estar classificado como Zona de Proteção Especial tem efeitos reais benéficos para a conservação destes habitats e das espécies que neles ocorrem. Para isso, este estudo procura observar: (1) se a área aberta favorável para espécies estepárias tem estado a aumentar ou a diminuir dentro dos limites de ZPEs da Península Ibérica, e com que intensidade, em comparação com áreas exteriores envolventes a cada ZPE; (2) determinar se este aumento ou diminuição da área aberta é mais acentuado em Portugal ou Espanha; (3) e observar para que tipos de uso do solo é que a área aberta tem sido convertida. A resposta a estes três pontos permitirá avaliar, em certa medida, a eficácia das ZPEs na conservação das estepes cerealíferas, bem como evidenciar diferenças na gestão das práticas agrícolas entre os dois países.

Métodos

Para observar se tem havido diminuição da área estepária desde a designação de uma área como Zona de Proteção Especial e ver quais as alterações a nível do uso do solo que têm ocorrido, procedeu-se à fotointerpretação de imagens de fotografia aérea. A utilização de fotografias aéreas deve-se à sua vantagem em termos de resolução quando comparada com imagens de satélite (Osborne *et al.*, 2001; Morgan *et al.*, 2010), que assim permite identificar os principais tipos de uso do solo em paisagens agrícolas. Nesta secção estão descritas as metodologias utilizadas para a seleção das áreas de estudo, para a classificação das imagens e para o tratamento e análise de dados correspondentes.

Seleção das áreas de estudo

Este estudo foi realizado no Sudoeste da Península Ibérica, nomeadamente nas regiões do Alentejo (Portugal), Extremadura e Andaluzia (Espanha)

Existem 150 ZPEs nestas 3 regiões (16 no Sudeste de Portugal, 63 em Andaluzia e 71 em Extremadura), mas nem todas incluem habitat estepário. Para se ter a certeza que a ZPE incluísse habitat estepário com uma área representativa, as ZPEs foram primeiramente seleccionadas com base na presença de abertada em cada uma delas (usando o *Natura2000 Network Viewer*; <http://natura2000.eea.europa.eu/#>), uma vez que esta é a espécie com maiores requisitos em termos de área de entre as aves estepárias que ocorrem na Península (Lane *et al.*, 2001; Moreira *et al.*, 2004; Lóránt & Vadász, 2014; Franco, comunicação pessoal). Desta

primeira triagem resultaram 29 ZPEs com área estepária significativa (12 em Alentejo, Portugal, 15 em Extremadura e 2 em Andaluzia).

Uma segunda triagem foi feita com base na disponibilidade de fotografias aéreas para cada uma destas áreas. Como este estudo procura ver se a área estepária tem sido preservada ao longo do tempo, pelo menos dois grupos de fotografias aéreas, de duas datas distintas, são necessárias para fazer esta avaliação. Estas imagens devem estar o mais afastadas temporalmente possível, mas a data mais antiga não deve ser mais antiga do que a designação da área respetiva como ZPE, para assegurar que todas as alterações que ocorreram foram posteriores à criação da mesma. Foi utilizado o módulo *OpenLayers Plugin* (ver1.3.6) no programa de Sistemas de informação geográfica *QGIS* (ver. 2.6.1, Brighton) para ter acesso às imagens do *Google Earth* correspondentes à data mais recente, que compreende imagens de 2009 a 2013, e estão disponíveis para todas as 29 ZPEs. Pelo contrário, imagens antigas de fácil (e gratuito) acesso são escassas (o *OpenLayers Plugin* não permite ter acesso às imagens históricas do Google). As únicas imagens gratuitas para Portugal referem-se aos anos de 2004-2006 (Direção Geral do Território), o que impossibilita o estudo de 8 das 12 ZPEs, que só foram designadas em 2008. Para a Extremadura, imagens do mesmo período (2004 a 2006) foram obtidas para todas as ZPEs (Centro Nacional de Información Geográfica). Imagens de 2008-2009 foram obtidas para Andaluzia (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía). Estas imagens foram obtidas por descarga de ficheiros raster ou por serviços de wms providenciados pelas entidades respetivas. Assim, só foi possível obter imagens correspondentes a duas séries de datas distintas: uma data antiga, que compreende imagens de 2004 a 2006 para Portugal e Extremadura e imagens de 2008 a 2009 para Andaluzia, e uma data recente, que compreende imagens de 2009 a 2013. A tabela 1 apresenta as 29 ZPEs e respetivos anos em que foram designadas, juntamente com as datas das imagens disponíveis para essas áreas.

Tabela 1: Zonas de Proteção Espacial (ZPEs) com área estepária significativa (baseado na ocorrência de abetarda), data da sua designação e as datas de imagens de fotografia aérea disponíveis correspondentes. Informação sobre a área e data de designação das ZPEs foi obtida das fichas técnicas de cada ZPE, providenciadas pelo Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF, Portugal) e pelo Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Espanha).

ZPE	Área (ha)	Data de Designação	Imagem antiga	Imagem recente
Campo Maior	9 579	1999	2004-2006	2013
Moura/Mourão/Barranos	84 916	1999	2004-2006	2011-2013
Castro Verde	85 345	1999	2004-2006	2011
Vale do Guadiana	76 547	1999	2004-2006	2011
Monforte	1 886	2008	2004-2006	2009-2011
Veios	1 959	2008	2004-2006	2011
Vila Fernando	5 260	2008	2004-2006	2013
Évora	14 707	2008	2004-2006	2013
Reguengos	6 043	2008	2004-2006	2011-2013
Cuba	4 081	2008	2004-2006	2012
Piçarras	2 827	2008	2004-2006	2011-2013
Torre da Bolsa	869	2008	2004-2006	2013
Embalse de Cornalvo y Sierra Bermeja	13 039	1989	2004-2006	2011-2013
Llanos de Cáceres y Sierra Fuentes	69 666	1989	2004-2006	2011-2013
Campiña Sur – Embalse de Arroyos Conejo	44 089	2004	2004-2006	2011
Llanos de Trujillo	7 707	2003	2004-2006	2011
Llanos de Zorita y Embalse de Sierra Brava	18 696	2003	2004-2006	2011
La Serena y Sierras Periféricas	154 974	2000	2004-2006	2010-2012
Llanos de Alcantara y Brozas	46 580	2003	2004-2006	2011-2013
Llanos y Complejo Lagunar de La Albuera	36 462	2004	2004-2006	2013
Embalse de Zujar	1 522	2004	2004-2006	2010-2012
Nacimiento del Río Gevora	21 048	2004	2004-2006	2009-2013
Vegas del Rucas, Cubilar y Moheda Alta	14 226	2004	2004-2006	2011
Embalse de Talaván	7 774	2004	2004-2006	2011-2012
Magasca	10 869	2004	2004-2006	2011
Pinares de Garrovillas	2 583	2004	2004-2006	2011-2013
Dehesas de Jerez	47 537	2000	2004-2006	2011-2013
Alto Guadiato	33 964	2008	2008-2009	2011
Campiñas de Sevilla	35 735	2008	2008-2009	2013

Das 21 ZPEs que poderiam ser usadas neste estudo foram selecionadas 10: 4 de Portugal (as únicas disponíveis: Castro Verde, Vale do Guadiana, Moura Mourão Barrancos e Campo Maior), 5 de Extremadura (Llanos de Alcantara y Brozas, Llanos de Cáceres y Sierra Fuentes, La Serena y Sierras Periféricas, Llanos y Complejo Lagunar de La Albuera, Campiña Sur – Emalse de Arroyos Conejo) e 1 de Andaluzia (Campiñas de Sevilla). Para além destas, usaram-

se também neste estudo 10 áreas de controlo, constituídas por áreas exteriores circundantes a cada uma das ZPEs seleccionadas. Para as áreas de controlo, procuraram-se áreas abertas nas imediações de cada ZPE com uma dimensão total semelhante (número de pontos equivalente).

Classificação dos usos do solo

Para ter acesso às alterações nos usos do solo que ocorreram nestas áreas, recorreu-se à fotointerpretação de fotografias aérea, utilizando sistemas de informação geográfica. Todo o procedimento foi realizado no programa *QGIS* (ver. 2.6.1, Brighton).

Para isto, foram construídas várias grelhas de pontos regulares com a mesma origem (39°50'18.73"N, 8°24'56.23"W). Cada grelha possui uma distância pré-definida entre os pontos (500, 1000, 1250 e 1500m), de forma a garantir um mínimo de 200 pontos em cada área de estudo (grelhas com menor espaçamento para áreas menores). Os espaçamentos entre os pontos utilizados permitem uma boa amostragem de cada área, procurando também evitar problemas de autocorrelação espacial (mais do que um ponto amostrado por parcela de terreno). Cada grelha foi sobreposta às 2 imagens de cada área de estudo, para que a cada ponto correspondesse uma parcela de terreno. Cada ponto era então classificado duas vezes de acordo com o uso do solo presente nessa parcela, uma para cada data. Toda a classificação foi realizada através da interpretação visual destas imagens, com a ajuda da Carta de Uso e Ocupação do solo 2007 (COS 2007 – Instituto Geográfico Português) para Portugal e do sistema de Informação Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC – Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente), para Espanha.

A área não potencial estepária (áreas agro-florestais como montado ou áreas urbanas) foi identificada e isolada com a utilização dos dados raster Corine Land Cover 2000 (Agência Europeia do Ambiente), não tendo sido alvo de classificação. A utilização de imagens satélite NDVI (Landsat) correspondentes aos meses de Verão (Junho, Julho, Agosto e/ou Setembro, dependendo da disponibilidade destas imagens para cada data e área) foram também utilizadas para identificar áreas com irrigação intensiva. Foram obtidas o maior número de imagens de NDVI possível para cada data e anos imediatamente anterior e seguinte às datas das fotografias aéreas de forma a ultrapassar falsos negativos (terrenos que usam irrigação intensiva mas não apareciam como tal por, por exemplo, não estarem ativos no mês em que foi obtida uma das imagens).

Cada ponto (em cada data) foi assim classificado em uma de 8 classes: floresta (incluindo pinhais, eucaliptais), construído (áreas urbanas ou outro tipo de infraestruturas e atividades,

como pedreiras ou parques solares), matos, montado (áreas com montado), culturas permanentes (maioritariamente olivais e vinhas), pastagens (pastagens permanentes e pastagens temporárias, *i.e.*, pousios, geralmente com 2 a 3 anos; Moreira *et al.*, 2007), regadio (áreas abertas de irrigação intensiva) e sequeiro (agricultura de sequeiro). Todos os pontos classificados como cultura permanente, pastagens, regadio e sequeiro foram considerados. No entanto, para as outras classes (floresta, construído, matos e montado), só foram considerados pontos em que houve alteração do uso do solo de um período para o outro, caso contrário eram considerados como área não potencial (estas áreas não sofrem tantas alterações quanto as restantes - são usos do solo muito menos dinâmicos - e uma vez que já se encontravam nas datas antigas, nunca foram utilizadas por espécies estepárias).

Uma vez classificados os pontos em ambas as datas, podemos ver que alterações do solo é que ocorreram durante este período e perceber se essas alterações beneficiaram ou não espécies estepárias, isto é, se resultaram num aumento ou diminuição da área aberta (pastagens e sequeiro).

Análise dos dados

Todos os dados foram organizados e compilados no *Microsoft Excel* (2013).

Para perceber se tem havido um aumento ou diminuição da área estepária durante este período recorreu-se a uma abordagem análoga a uma meta-análise (doravante análise global). Este tipo de análise estatística permite compilar os resultados de vários estudos independentes, perceber se há tendências gerais e qual a direção e força dessas tendências (Root *et al.*, 2003; Borenstein *et al.*, 2009; Higgins & Green, 2011). Neste caso, cada estudo independente corresponde a uma das 20 áreas classificadas (10 ZPEs e 10 áreas circundantes respetivas). Organizando os pontos em apenas duas categorias, área favorável (pastagens e sequeiro) e área não favorável (restantes classes), é possível contabilizar quantos pontos de área aberta havia na data antiga e quantos havia na data recente, permitindo assim ver se para cada área tem havido uma diminuição ou aumento do habitat estepário. Esta análise global permite compilar os resultados de cada área e traçar uma tendência geral, com um valor de significância estatístico e um valor de heterogeneidade associado. A heterogeneidade refere-se a quanto das diferenças que podemos observar entre os estudos (entre as áreas) se deve ao que estamos a analisar (perda ou ganho de área estepária) e a quanto se deve ao facto das áreas serem diferentes por si (Borenstein *et al.*, 2009; Higgins & Green, 2011). As análises globais foram realizadas recorrendo ao programa estatístico *OpenMEE* (Metanalysis for Ecology and Evolutionary Biology, 2015).

Para comparar estas alterações (aumento ou diminuição da área favorável) entre Portugal e Espanha (dentro e fora das ZPEs), foi realizada uma Kruskal-Wallis.

Os pontos foram também organizados de modo a perceber para que usos do solo é que a área aberta tem estado a ser convertida. O contrário, *i.e.*, que usos do solo é que têm estado a ser convertidos a área aberta, também foi feito. Estas medições foram calculadas em proporção ao total de conversões (de área favorável para área não favorável e de área não favorável para área favorável, respetivamente). Foi realizada uma Kruskal-Wallis para procurar diferenças estatísticas em cada uma destas situações. Para complementar esta análise, foram realizadas mais 5 análises globais, de forma análoga à mencionada acima, para cada uma das 5 classes mais relevantes para este estudo (cultura permanente, regadio, mato, pousio e sequeiro), que representam as tendências gerais de aumento ou diminuição das respetivas classes nas áreas aqui estudadas. Adicionalmente, foi realizada Kruskal-Wallis para procurar diferenças entre o número de pontos convertidos de sequeiro para pousio e o número de pontos convertidos de pousio a sequeiro. Todas ANOVAs foram realizadas com o programa estatístico *Statistica* (ver12). Foi considerado um nível de significância de 5% para todas as análises feitas.

Resultados

Um total de 6603 pontos foi classificado de entre as 20 áreas incluídas neste estudo (média = 303; mínimo = 196, máximo = 526). A análise global feita revela uma diminuição média em $5,2 \pm 1,3\%$ da área favorável estepária nas áreas estudadas (figura 3; 0,948, p -value <0,001; z -value = -3,977). Todas as áreas apresentam uma diminuição estatisticamente significativa da área estepária (ZPEs portuguesas: 0,949, p -value = 0,004, z -value = -2,875; áreas exteriores às ZPEs portuguesas: 0,878, p -value = 0,005, z -value = -2,812; áreas exteriores às ZPEs espanholas: 0,941, p -value = 0,045, z -value = -2,002), com a exceção das ZPEs Espanholas, que apontam para uma diminuição da área estepária em $0,9 \pm 0,9\%$ (0,991, p -value = 0,350, z -value = -0,934; mas ver resultados individuais; figura 3). A área exterior envolvente às ZPEs portuguesas foi a que sofreu uma maior diminuição, em $12,2 \pm 4,6\%$ (0,878, p -value = 0,005, z -value = -2,812) (tabela 2). A heterogeneidade (I^2) global é de 61,31% ($Q = 49,110$ (19), p -value <0,001).

Tabela 2: Resumo da análise global feita com risco relativo (risk ratio) para medir a proporção de área favorável estepária para as datas antes e depois. Foi usado o método de Binary random-effects com DerSimonian-Laird como método de random-effects.

Subgrupos	Estudos	Estimativa	Limite inferior	Limite superior	Erro padrão	p -value	z -value
Portugal dentro	4	0,949	0,915	0,983	0,018	0,004	-2,875
Espanha dentro	6	0,991	0,973	1,010	0,009	0,350	-0,934
Portugal fora	4	0,878	0,891	0,961	0,046	0,005	-2,812
Espanha fora	6	0,941	0,886	0,999	0,031	0,045	-2,002
Overall	20	0,948	0,924	0,973	0,013	<0,001	-3,977

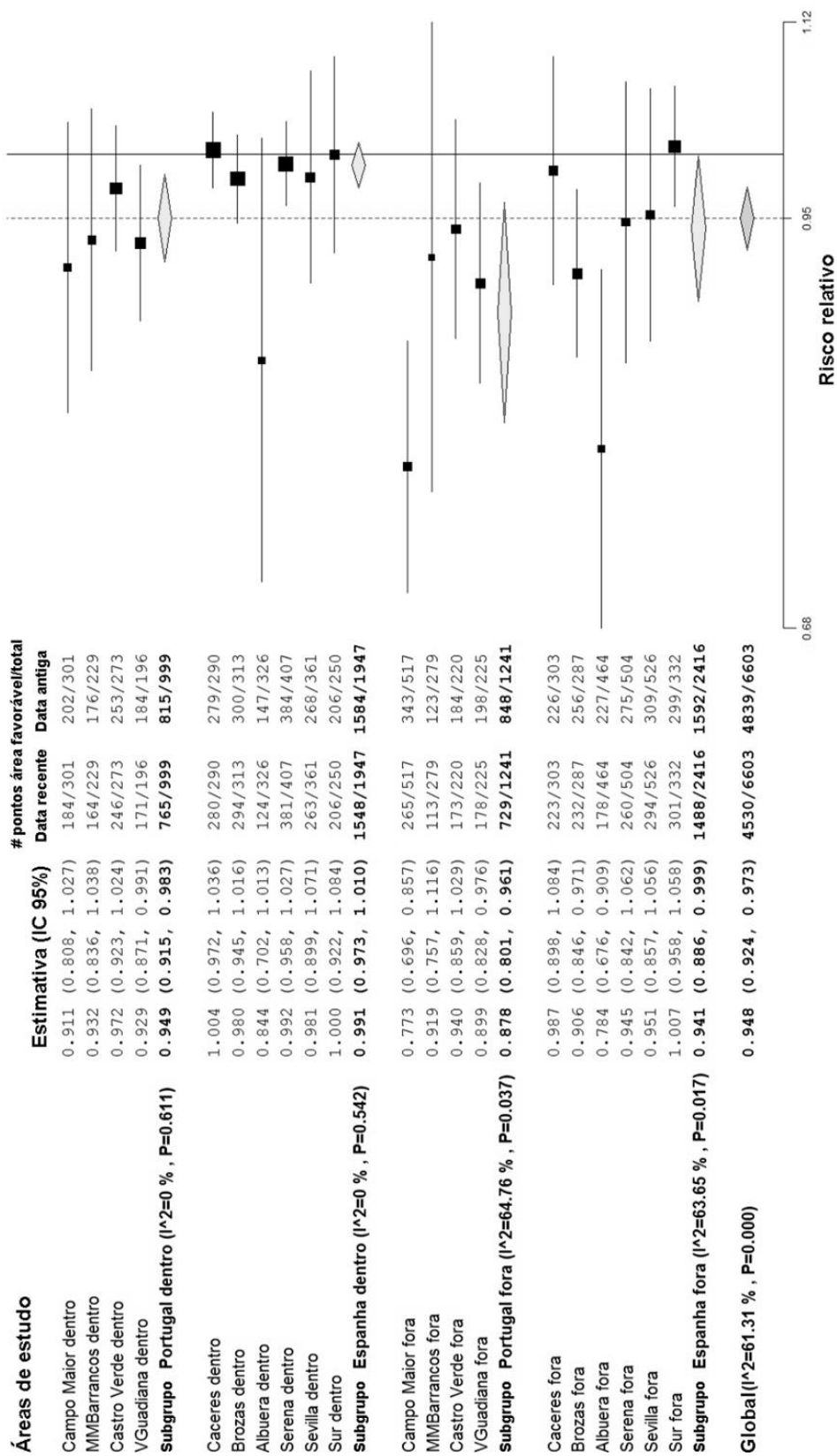


Figura 3: Gráfico floresta (Forest plot) correspondente à análise global feita para medir a proporção de área estepária para as datas antes e depois. Cada diagrama de caixa corresponde a uma das áreas estudadas. Para cada área (estudo), ‘dentro’ refere-se à área definida pela ZPE e ‘fora’ a área exterior à ZPE respetiva. Os losangos correspondem às estimativas para cada subgrupo e para o total das áreas. As observações que estão à esquerda da linha vertical continua preta revelam que houve uma diminuição da área favorável estepária para essa área de estudo. A estimativa total de 0,948 significa que houve uma diminuição média da área favorável estepária em 5,2%. Análise global feita com risco relativo (relative risk). Foi usado o método de Binary random-effects com DerSimonian-Laird como método de random-effects.

A Kruskal-Wallis feita para comparar a área estepária perdida nas 4 zonas não revela diferenças significativas ($H= 5,568$, $p\text{-value} = 0,129$), mas sugere que houve maior perda da área aberta nas zonas exteriores às ZPEs (fora: $8,9 \pm 7,7$, dentro: $4,5 \pm 5,0$), e maior perda nas áreas em Portugal quando comparadas com Espanha (Portugal: $9,1 \pm 5,9$, Espanha: $5,2 \pm 7,0$) (figura 4).

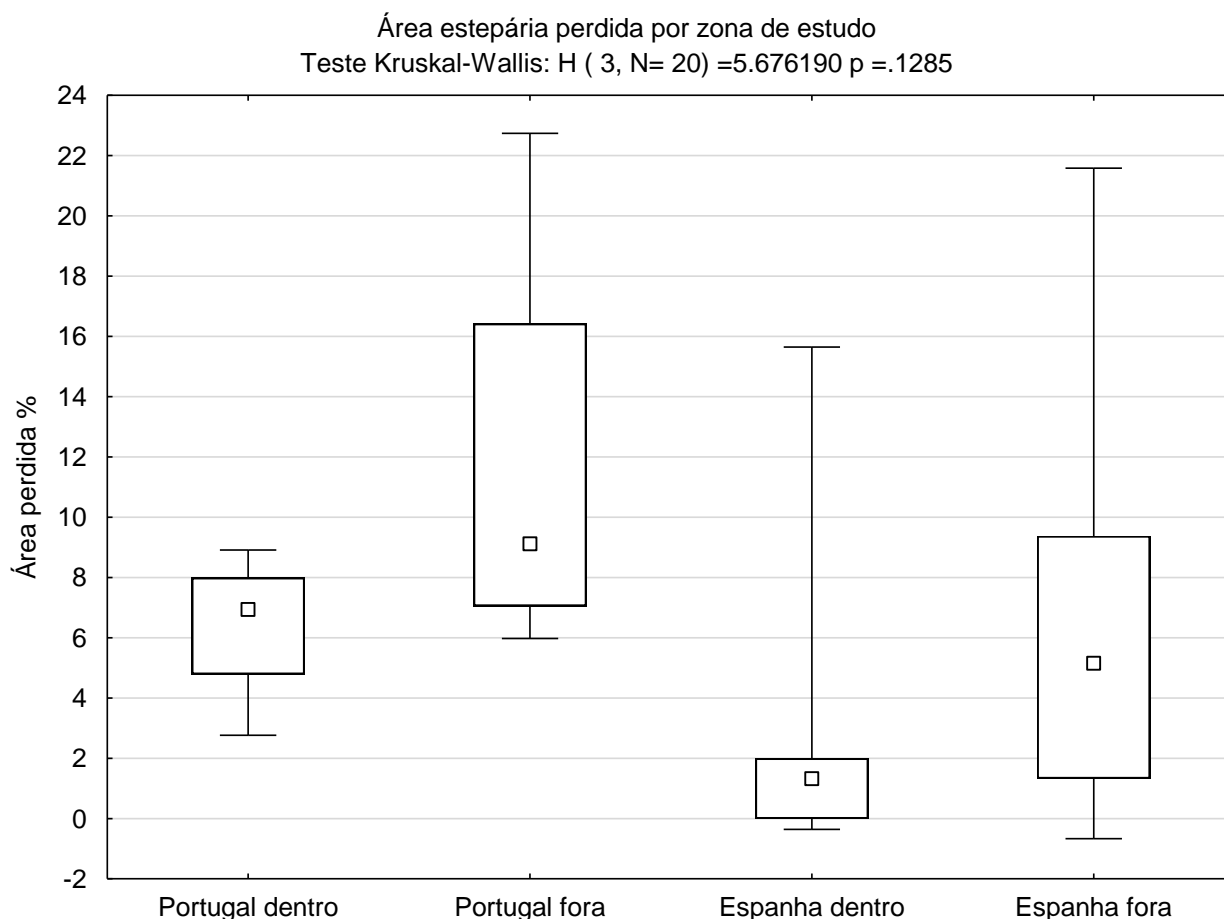


Figura 4: Comparação da área favorável estepária perdida entre as 4 zonas de estudo (Portugal dentro: $6,4 \pm 2,6\%$; Portugal fora: $11,7 \pm 7,5\%$; Espanha dentro: $3,3 \pm 7,5\%$; Espanha fora: $7,0 \pm 8,7\%$). Diagramas construídos com mediana, quartis e mínimo e máximo.

Ao calcular a perda de habitat estepário por ano (dividindo a perda de habitat estepário pela diferença média de anos entre as datas analisadas para cada ZPE (tabela 3), é possível observar as tendências evidenciadas na figura anterior.

Tabela 3: Perda de habitat estepário (%) por ano para cada ZPE (dentro e fora). Valores negativos indicam ganho, e não perda, de habitat estepário.

ZPES	Imagem antiga	Imagem recente	Período médio estudado	Perda dentro	Perda por ano (dentro)	Perda fora	Perda por ano (fora)
Campo Maior	2004-06	2013	8 anos	8,9	1,1	22,7	2,8
MMB	2004-06	2011-13	7 anos	6,8	1,0	8,1	1,2
Castro Verde	2004-06	2011	6 anos	2,8	0,5	6,0	1,0
Guadiana	2004-06	2011	6 anos	7,1	1,2	10,1	1,7
Cáceres	2004-06	2011-13	7 anos	-0,4	-0,1	1,3	0,2
Sur	2004-06	2011	6 anos	0,0	0,0	-0,7	-0,1
Serena	2004-06	2010-12	6 anos	0,8	0,1	5,5	0,9
Brozas	2004-06	2011-13	7 anos	2,0	0,3	9,4	1,3
Albuera	2004-06	2013	8 anos	15,6	2,0	21,6	2,7
Sevilla	2008-09	2013	4,5 anos	1,9	0,4	4,9	1,1

Se analisarmos os usos do solo para os quais a área aberta tem sido convertida, podemos observar que a perda de área favorável estepária é devida principalmente à conversão de área aberta para culturas permanentes ($47,2 \pm 31,8\%$), seguida da conversão para regadios ($21,4 \pm 24,5\%$) e matos ($20,9 \pm 33,2\%$) ($H = 30,857$; $p\text{-value} < 0,001$) (figura 5). A conversão para culturas permanentes é significativamente superior à conversão para florestas, zonas construídas (construído) e matos ($p\text{-value} < 0,001$, $p\text{-value} = 0,001$ e $p\text{-value} = 0,038$, respetivamente), não sendo significativamente superior à conversão para regadio ($p\text{-value} = 0,313$).

Por outro lado, se olharmos para a área destes usos do solo que tem sido convertida a área aberta (figura 6), podemos observar que os usos do solo que apresentam maior conversão são regadios ($31,7 \pm 39,3\%$) e matos ($31,6 \pm 41,6$), mas que a conversão de culturas permanentes é bastante mais reduzida (culturas permanentes florestais: $1,1 \pm 1,7\%$; vinhas: $2,1 \pm 7,5\%$) ($H = 23,824$, $p\text{-value} < 0,001$). Não foram encontradas diferenças significativas entre cada par de usos do solo.

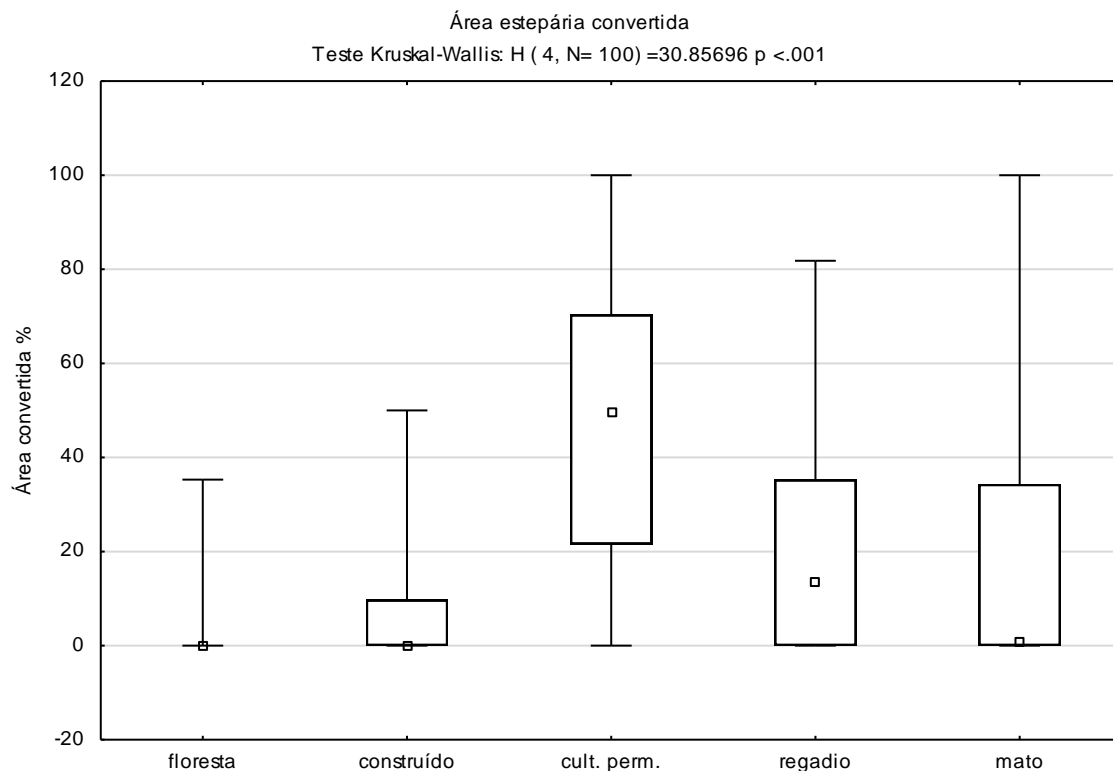


Figura 5: Comparação das percentagens entre os usos do solo para os quais a área aberta tem sido convertida, em relação ao total de área aberta convertida para cada área. Diagramas construídos com mediana, quartis e mínimo e máximo.

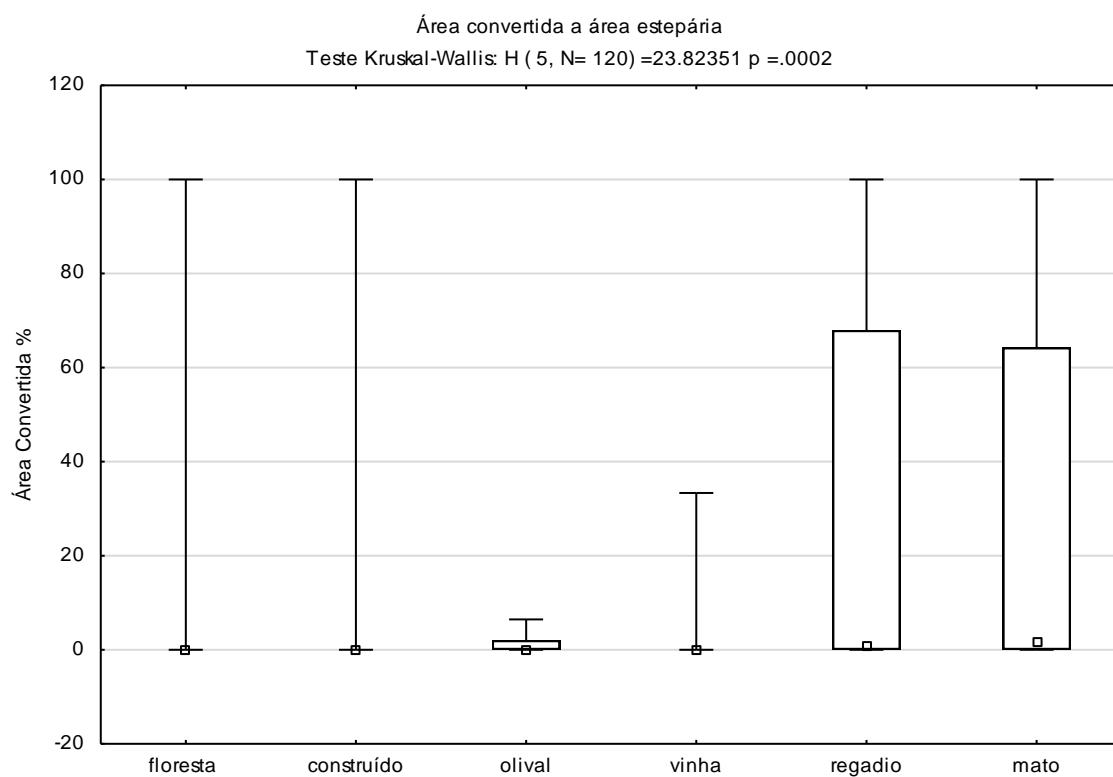


Figura 6: Comparação da percentagem de área convertida de vários usos do solo para área aberta (percentagem em relação ao total de área convertida para cada área). Diagramas construídos com mediana, quartis e mínimo e máximo

As duas Kruskal-Wallis feitas revelam então que a perda de habitat estepário se tem devido principalmente à conversão de área aberta para culturas permanentes.

Das análises globais feitas para cada uma das classes mais relevantes neste estudo (tabela 4), pode notar-se a tendência de um aumento em área de culturas permanentes, regadios e matos (3 usos do solo não favoráveis às aves estepárias), mas este aumento só é estatisticamente significativo para culturas permanentes (1,14; $p\text{-value} < 0,001$, $z\text{-value} = 4,67$). É de notar referir também que em relação à área aberta, os resultados sugerem um aumento da área de pousio na ordem dos 4%, ainda que não significativa (1,04, $p\text{-value} = 0,312$, $z\text{-value} = 1,010$), mas uma diminuição significativa na área de sequeiro em cerca de 13% (0,87, $p\text{-value} < 0,001$, $z\text{-value} = -4,047$). Existem valores de heterogeneidade consideráveis par as classes pousio e sequeiro (Pousio: 61,8; $Q = 9,740$ (19), $p\text{-value} < 0,001$; Sequeiro: 70,7%, $Q = 64,797$ (19), $p\text{-value} < 0,001$).

Tabela 4: Resumo das análises globais feitas para cada uma das principais classes (usos do solo) aqui estudadas. São apresentadas as estimativas globais resultantes das 20 áreas (10 ZPEs e 10 áreas exteriores correspondentes), com os respectivos *p-values* e um significado explicativo. Também são apresentados os valores de heterogeneidade (I^2) e respectivos *p-values* para de cada análise global.

Uso do solo	Estimativa	Limite inferior	Limite superior	Erro padrão	<i>p-value</i>	<i>z-value</i>	Significado	I^2	<i>p-value</i>
Cultura permanente	1,14	1,08	1,20	0,028	<0,001	4,67	Aumento (estatisticamente significativo) em 14% da área com culturas permanentes.	0%	0,852
Regadio	1,14	0,96	1,34	0,084	0,127	1,524	Aumento (estatisticamente não significativo) em 14% da área de regadio.	0%	0,705
Mato	1,16	0,93	1,45	0,113	0,186	1,323	Aumento (estatisticamente não significativo) em 16% da área de mato.	0%	0,852
Pousio	1,04	0,96	1,14	0,043	0,312	1,010	Aumento (estatisticamente não significativo) em 4% da área de pousio.	61,8%	<0,001
Sequeiro	0,87	0,81	0,93	0,035	<0,001	-4,047	Diminuição (estatisticamente significativa) em 13% da área de sequeiro.	70,7%	<0,001

Análise de variâncias realizada para procurar diferenças entre as conversões entre sequeiro e pousio sugere, ainda que sem significância estatística, que a conversão de sequeiro para pousios é superior à conversão de pousio para sequeiro ($H = 5,054$, $p\text{-value} = 0,1679$). Isto ocorre quer dentro do território das ZPES ($16,8 \pm 13,4$ para $10,1 \pm 10,2$), quer nas áreas exteriores correspondentes $17,7 \pm 14,1$ para $8,9 \pm 7,5$) (figura 7).

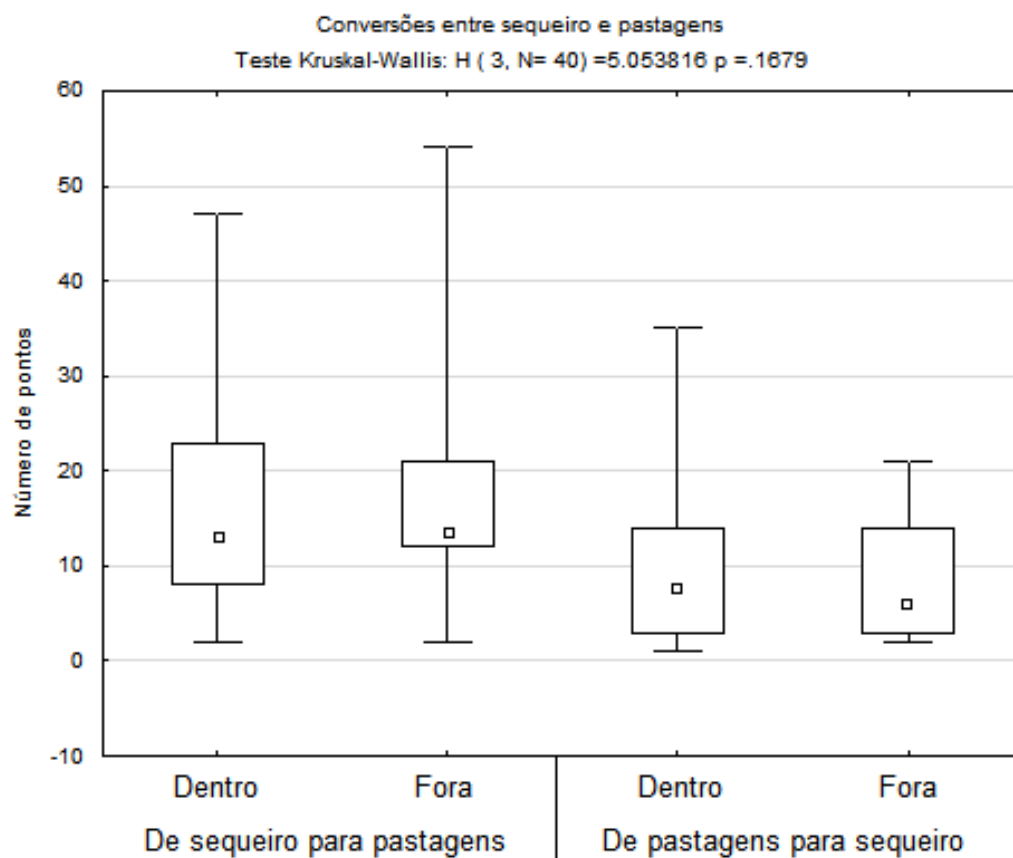


Figura 7: Comparação entre o número de pontos convertidos de sequeiro para pousio e o número de pontos convertidos de pousio para sequeiro, nas 20 áreas estudadas. Diagramas construídos com mediana, quartis e mínimo e máximo.

Discussão

Eficácia das ZPEs na conservação de habitat estepário

Este estudo é o primeiro a quantificar a eficácia da designação de uma Zona de Proteção Especial, com identificação das principais tendências de alterações de uso do solo.

A análise global revelou que a área aberta, área favorável para as aves estepárias, diminuiu em *ca.* 5% nas áreas aqui estudadas (ZPEs e áreas exteriores envolventes). Este é um resultado preocupante face ao estatuto de conservação desfavorável da maioria das espécies estepárias, além do mais tendo em conta que a Península Ibérica alberga mais de metade das populações para a maioria destas espécies (Donazar *et al.*, 1993; Arroyo *et al.*, 2002; Marques *et al.*, 2005; Martín *et al.*, 2012; Martín *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2014). A eficácia das ZPEs na conservação de espécies estepárias já tinha sido posta em causa por vários estudos (Traba *et al.*, 2007; Guixé & Arroyo, 2011; Palacín *et al.*, 2012), que afirmam que estas ZPEs não cobrem áreas importantes para as aves estepárias de forma adequada.

As ZPEs, de facto, parecem ter conseguido mitigar a intensidade de perda de Habitat estepário dentro dos seus limites, como mostra a tendência de haver uma perda mais acentuada, de maneira geral, nas áreas exteriores às ZPEs (perda fora das ZPEs em $8,9 \pm 7,7\%$, quando comparada com a perda em $4,5 \pm 5,0\%$ dentro das ZPEs). Com base no intervalo de tempo médio entre as duas datas estudadas para cada ZPE, é possível calcular a percentagem de área aberta perdida por ano (tabela 3). Podemos observar que para a quase totalidade das ZPEs, a área aberta perdida por ano é superior nas áreas exteriores às ZPEs do que dentro das ZPEs, e em geral é maior nas ZPEs portuguesas do que nas ZPEs espanholas, dados que estão de acordo com a comparação feita entre a área perdida por zona. (Figura 4). De notar que, apesar de globalmente não se ter registado variações significativas em Espanha, a nível individual, áreas como a ZPE de La Albuera, apresentam grandes variações, tanto no interior da ZPE como na área exterior envolvente. A maior perda de área aberta em Portugal quando comparado com Espanha poderia sugerir que as políticas de gestão e manutenção de práticas agrícolas compatíveis com a conservação do habitat estepário nestas zonas protegidas têm sido mais eficaz na Extremadura e Andaluzia. No entanto, é preciso ter em conta que apenas foi analisada uma fração do tempo de vida de algumas destas ZPEs, uma vez que algumas delas foram criadas pelo menos alguns anos antes da primeira data analisada neste estudo (tabela 1, na seção métodos). Durante a classificação das imagens observou-se, por exemplo, que alguns dos pontos classificados como culturas permanentes na data antiga, eram plantações muito

recentes. Se fosse possível estudar as alterações do uso do solo desde o início de designação da ZPE, as perdas de habitat estepário seriam claramente superiores.

Ao analisar as fichas técnicas correspondentes a cada ZPE, é possível ter acesso às percentagens de cada tipo de uso do solo presentes na altura em que estas ZPEs foram designadas. No entanto, as classes de uso do solo utilizadas nestas fichas não são exclusivamente equivalentes às utilizadas neste estudo, não permitindo fazer uma comparação direta entre a data de designação das ZPEs e as duas datas aqui analisadas (e.g., tanto a classe ‘áreas agrícolas arvenses’ como a classe ‘matos e pastagens naturais’, utilizadas nas fichas de designação das ZPEs portuguesas, contém a classe ‘pastagens’ utilizada neste estudo).

Não obstante, é possível observar, por exemplo, um aumento evidente da percentagem de culturas permanentes (‘áreas agrícolas arbóreo-arbustivas’) nas ZPEs portuguesas. Castro Verde, com uma percentagem de culturas permanentes de 1,72% em 1999, apresenta uma percentagem de 5,96% e 8,61%, para os anos de 2004-2006 e 2011. O mesmo ocorre para as ZPEs de Campo Maior, Moura/Mourão/Barrancos e Vale do Guadiana, com um aumento de 22,42% para 25,54% e para 27,1; de 1,86 para 15,57 e para 19,93; e de 1,22 para 4,46 e para 4,95; respetivamente (Anexo II).

Para as ZPEs espanholas observam-se tendências semelhantes. Não foram registadas áreas com culturas permanentes para as ZPEs de La Serena e Campiña Sur aquando da sua designação, mas neste estudo registaram-se percentagens de 5,41% e 13,2% para o período de 2004-2006 e 5,65% e 13,6% de 2010-2012, respetivamente. A ZPE de La Albuera apresenta uma percentagem de culturas permanentes de 22% na altura da sua designação, e de 51,22% e 57,36% para os períodos de 2004-2006 e 2013, respetivamente. A ZPE de Campiñas de Sevilla apresenta uma percentagem de 7% de culturas permanentes para a data de sua criação, e percentagens de 22,99% e 25,76% para os períodos de 2008-2009 e 2013, respetivamente.

Apesar da área amostrada não ser a mesma (lembrar que a área de montado, por exemplo, não foi contabilizada neste estudo), os valores para as áreas de cultura permanente aqui apontados parecem sugerir que as transformações ao nível do uso do solo para as ZPEs espanholas foram mais acentuadas no período anterior ao estudado aqui (antes do período de 2004-2006). Llusia & Oñate (2005) apontam para uma falta de eficácia dos EAA em Espanha, com 0% de adequabilidade em Extremadura e 1-35% em Andaluzia, para o período de 2000-2006, o que vai de acordo com o que é aqui apontado. Se as alterações do uso do solo nestas regiões foram mais intensas no período anterior às datas estudadas aqui, é possível que a razão pela qual

houve menor transformação em Espanha registada por este estudo seja devido a alterações do uso do solo mais rápidas neste país, quando comparadas com Portugal. Os resultados deste estudo sugerem que a adequabilidade dos EAA em Portugal e Espanha é bastante reduzida. Llusia & Oñate (2005) criticam a adoção de diferentes esquemas pelos agricultores numa base voluntária, permitindo-lhes aderir a uns sem aderir a outros, com implicações na eficácia de cada um. O facto de haver perda de área aberta no interior das ZPEs mostra que a Diretiva Aves não tem feito o suficiente para preservar o habitat estepário na região.

Principais tendências de alteração do uso do solo

A área aberta tem sido convertida principalmente em culturas permanentes, áreas abertas de rega intensiva (regadios) e matos (Figura 5). Estes resultados são corroborados pelo aumento em área de cada uma destas classes, indicado pelas análises globais correspondentes (tabela 4). Estas tendências estão de acordo as ameaças de intensificação da agricultura (aumento de regadios e culturas permanentes) e abandono agrícola (aumento de matos) registadas num grande número de estudos (Donazar *et al.*, 1993; Lane *et al.*, 2001; Franco & Sutherland, 2004; Urzúa *et al.*, 2005; Moreira *et al.*, 2007; Leitão *et al.*, 2010; Palacín *et al.*, 2012; Benítez-Lopéz *et al.*, 2013; Catry *et al.*, 2013).

Por outro lado, 80% do total de conversões de área não favorável para área favorável é atribuída também a regadios e matos. Esta interconversão sugere um maior dinamismo entre estas classes e áreas abertas (sequeiro e pastagens). De facto, terrenos abertos de irrigação intensiva (regadios) não estão sempre ativos depois de construídas as infraestruturas necessárias (sistemas de rega, pivots), e poderão ser usados como terrenos de sequeiro de forma intervalada (Silva, comunicação pessoal; observação pessoal). A interconversão entre matos e área aberta pode ser explicada pelo uso, temporalmente espaçado, de terrenos para pastoreio, que nos anos em que não estão ativos, se desenvolvem em matos, mas que poderão a vir a ser usados pelo gado novamente mais tarde. A maior parte das conversões de matos para área aberta encontradas neste estudo eram conversões para pastagens, o que suporta esta ideia.

No entanto, como revelado pelos resultados obtidos das análises globais para estas classes (tabela 4), a conversão de área não favorável a área favorável é claramente inferior à conversão em sentido oposto, caso contrário as tendências gerais não indicariam um aumento da área de matos e regadio. Além disso, é preciso ter em conta que estes valores foram calculados em proporção ao total de conversões de área não favorável para área favorável, e não em relação ao total da área da ZPE (ou área exterior respetiva). Isto sugere que, mesmo que de facto possa

haver uma interconversão entre estas classes e área aberta, a tendência geral é a de aumento de regadio e matos em detrimento da área estepária. Tendo isto em consideração, para o caso dos terrenos de regadio, como as infraestruturas podem já estar presentes no terreno na data antiga, o aumento em cerca de 14% da classe regadio (resultante da análise global, tabela 4) pode não indicar um aumento no número de infraestruturas de irrigação. Em vez disso, sugere que estes terrenos têm estado a ser usados de maneira mais intensiva na data recente, e que estes resultados podem ser interpretados como um índice de intensificação de regadio.

A conversão de culturas permanentes para área aberta é bastante mais reduzida (Figura 6). Mesmo separando esta classe em porte arbóreo (olival/ pomar) e arbustivo (vinhas) nota-se que, apesar das vinhas apresentarem uma conversão para área aberta ligeiramente superior, são percentagens de conversão muito reduzidas quando comparadas com a conversão de área aberta para culturas permanentes. Segundo a análise global realizada para esta classe, as culturas permanentes foram o único uso do solo, de entre as classes não favoráveis às aves estepárias, a apresentar um aumento estatisticamente significativo. Estes resultados sugerem que a conversão para culturas permanentes é a principal causa de perda de habitat estepário nas áreas estudadas.

Terrenos de agricultura de sequeiro constituem a classe de área aberta mais afetada por estas conversões, apresentando uma redução significativa de 13% (tabela 4). De facto, a análise global efetuada sugere até um aumento de pastagens nas áreas estudadas. Ao comparar as conversões entre estas duas classes, nota-se uma maior conversão de sequeiros para pastagens do que o inverso (não significativa), tanto dentro das ZPEs como nas áreas exteriores envolventes (figura 7). Como a metodologia efetuada neste trabalho não permite distinguir pastagens permanentes de pousios, estas tendências podem ser o resultado de uma de duas (ou ambas) alterações nas atividades agrícolas: ou tem havido um aumento na frequência de práticas agrícolas tradicionais, com rotação de cultivos, o que potencia um aumento na frequência de pousios (e, consequentemente, a probabilidade de aparecerem na data mais recente); ou a agricultura de sequeiro nestes terrenos tem sido substituída por pastagens permanentes. A conversão de culturas de sequeiro para pastagens (permanentes) é um cenário provável indicado por vários estudos (Díaz *et al.*, 1996; Moreira *et al.*, 2007; Faria *et al.*, 2012).

É de ter em consideração os valores de heterogeneidade indicados análises globais realizadas neste estudo, que sugere que as diferenças encontradas entre as ZPEs podem ser devidas às características particulares de cada ZPE, que estão situadas em zonas diferentes e são sujeitas

a práticas e políticas agrícolas com gestão e manutenção distintas, implementadas por cada região (Kleijn & Sutherland, 2003; Llusia & Oñate, 2005; Moreira *et al.*, 2005; Borenstein *et al.*, 2009; Stoate *et al.*, 2009; Higgins & Green, 2011). Apesar de todas apresentarem perda habitat estepário, cada ZPE apresenta alterações no uso do solo em direções diferentes, que deverão estar relacionadas com a qualidade do solo, o valor económico local de cada uso do solo e a gestão das práticas agrícolas feitas em cada área. Podemos tomar os exemplos da ZPE de Vale do Guadiana e da ZPE de La Albuera: na primeira, a maior perda de área aberta é devida ao aumento de matos, o que sugere abandono agrícola, ao passo que 16% da área total da ZPE de La Albuera foi convertida a culturas permanentes, e nenhum ponto de área aberta convertido para matos. A estrutura política descentralizada de Espanha faz com que as autoridades regionais escolham que esquemas do programa nacional querem implementar, e possam introduzir implementações direcionadas para zonas específicas. Isto faz com que a gestão de cada ZPE dependa não só do planeamento dos compromissos prescritos aos agricultores participantes, mas também no grau de implementação dos esquemas em diferentes regiões e direcionadas a áreas diferentes (Llusia & Oñate, 2005), o que influencia a direção e eficácia da gestão dos diferentes usos do solo. Isto indica que cada ZPE deve ser monitorizada individualmente, com uma avaliação sobre a eficácia da gestão das práticas e políticas agrícolas impostas em concreto pelos AES Política (e na generalidade pela PAC) e pela Directiva Aves de modo a preservar o habitat estepário, entre outros, nestas zonas (Stoate *et al.*, 2001, 2009). Mesmo tendo áreas muito heterogéneas entre si, foi possível encontrar uma tendência estatisticamente significativa para diminuição da área aberta, o que reforça o facto de que a perda de habitat estepário é uma situação real e alarmante.

Próximos passos

Existem vários aspetos que deveriam ser estudados para complementar o estudo que aqui foi feito. Já foi referida que a indisponibilidade de fotografia aérea foi uma das limitações para este estudo. Para além de possibilitar a análise de mais áreas (principalmente em Portugal), a existência de mais de duas séries de datas permitiria uma abordagem mais detalhada e daria acesso, por exemplo, aos períodos em que as perdas de área aberta ou as alterações ao nível do uso do solo foram mais acentuadas.

O estudo de mais ZPEs (mediante a disponibilidade de imagens) permitiria comprovar se as tendências se verificam a uma escala maior. Deveriam ser estudadas não só as restantes Zonas de Proteção Especial da Península Ibérica (com área estepária representativa), como também as ZPEs de França, Itália e Grécia, de modo a perceber se estas tendências se verificam em

todo o território mediterrânico. Existem estudos que apresentam transformações ao nível do uso do solo com efeitos negativos para a conservação de aves estepárias nas zonas centrais de Espanha e centro ocidental de França (Salamolard & Moreau, 1999; Palacín *et al.*, 2012). Uma comparação das tendências de alterações do uso do solo em habitats estepários entre estes países poderia ser utilizado para comparar as diferentes políticas nacionais utilizadas para a gestão e conservação destes habitats ao longo da região mediterrânica na Europa.

Uma análise mais pormenorizada dos usos do solo poderia ser feita de modo a garantir uma interpretação mais detalhada sobre as alterações que têm vindo a ocorrer e ajudar no planeamento de medidas de conservação. Um exemplo são os alqueives e as margens de terrenos (áreas, no limite de campos agrícolas com uma vegetação seminatural, semelhante à encontrada em pousios; de Frutos *et al.*, 2010). Estes habitats oferecem bons locais de alimentação e reprodução e são usados com maior ou menor intensidade pela generalidade das espécies estepárias (Urzúa *et al.*, 2005; García *et al.*, 2006; Traba *et al.*, 2008; McMahon *et al.*, 2010; Catry *et al.*, 2011 (B); Delgado *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2014). O facto de vários estudos terem relatado uma diminuição destas áreas, com efeitos negativos para as espécies acima descritas (de Frutos *et al.*, 2010; McMahon *et al.*, 2010; Catry *et al.*, 2011 (B)), faz com que uma análise da evolução do número e tamanho de margens de terrenos e de alqueives ao longo do tempo seja importante num estudo semelhante ao que é aqui apresentado.

Obter informação não apenas sobre o tipo de uso do solo (cultura permanente, sequeiro), mas também sobre o tipo de cultivo utilizado seria também informação adicional importante. A discriminação de culturas abertas nas diversas espécies cultivares, daria mais poder a este estudo. Nem todas as espécies seleccionam os mesmos cultivos. Abertada, sisão e tartaranhão-caçador parecem ter um interesse por cultivos de leguminosas como alfalfa (Guixé & Arroyo, 2011; Tarjuelo *et al.*, 2014), ao passo que cultivos de girassol e milho (principalmente quando irrigados) são geralmente evitados por peneireiro-das-torres (Urzúa *et al.*, 2005; Rodríguez *et al.*, 2006). A metodologia utilizada neste estudo, no entanto, não permite identificar estes elementos (alqueives, margem de terrenos) ou discernir entre os vários tipos de cultivo, devido à resolução das imagens que, mesmo obtidas de fotografia aérea, não apresentam resolução suficiente (observação pessoal). São, não obstante, estudos que permitiriam complementar a informação recolhida neste estudo.

Seria igualmente importante ter acesso à carta de produtividade do solo de cada região, de modo a ver se a maior parte das conversões têm sido feita em solos muito produtivos ou pouco

produtivos, e tentar procurar uma relação entre o tipo de conversão registada e a qualidade do solo. Seria de esperar que solos mais produtivos assinalassem conversões para monoculturas ou culturas de regadio e que em solos pouco produtivos seria maior a conversão de sequeiro para pastagens e de pastagens para matos (Moreira *et al.*, 2007).

Outro aspeto que merece uma atenção especial é o aumento, aparentemente benéfico, de pastagens (permanentes ou temporárias, *i.e.*, pousios). É preciso ter em atenção o tempo de vida destes dois tipos de pastagens. Ao passo que o pousio tem um carácter mais temporário e faz parte do sistema de rotação das práticas agrícolas tradicionais (Moreira *et al.*, 2007), as pastagens permanentes duram, como o termo sugere, mais tempo, retirando a dinâmica e o mosaico de habitats existentes em associação com pousios. Também deve ter-se em consideração a qualidade destas pastagens. Mesmo que haja um aumento de pastagens (habitat favorável para as aves estepárias), a qualidade destes terrenos deve ser mantida de modo a assegurar os requisitos de alimento e estrutura da vegetação que estas aves necessitam. Nas estepes asiáticas, já foi mostrado que o sobrepastoreio leva a uma diminuição de qualidade destes habitats (Wang *et al.*, 2002). Um estudo feito em Portugal mostra que tanto a ausência de pastoreio, em que há um desenvolvimento da vegetação para matos, como o sobrepastoreio, que impede o desenvolvimento de espécies vegetais e insetos, resultam num habitat que não é favorável para a vida (Faria *et al.*, 2012), nem provavelmente para as restantes espécies estepárias. A metodologia utilizada neste estudo não permite a distinção entre pousios e pastagens permanentes mas o aumento das pastagens e a sua intensificação são espectáveis e foram sugeridos por vários estudos (Díaz *et al.*, 1996, Moreira *et al.*, 2007; Faria *et al.*, 2012).

As propostas aqui mencionadas são apenas algumas das que poderiam ser utilizadas para melhorar e aprofundar o conhecimento que advém dos resultados deste estudo, e perceber de que maneira é que estas alterações, quer a nível geral, quer a nível específico, podem influenciar a distribuição das aves estepárias, com aplicações práticas diretas na gestão e manutenção destes habitats.

Implicações para as aves estepárias

Os resultados aqui obtidos têm uma série de implicações para a conservação das aves estepárias, entre as quais a diminuição de área aberta favorável é mais eminente. A maioria das espécies estepárias depende exclusivamente de vastas áreas abertas que providenciam locais com um tipo de vegetação propícia para nidificação, alimentação, visibilidade e proteção contra predação, e exibições nupciais característicos destas espécies (Butler *et al.*, 2005; Traba *et al.*,

2008; Magaña *et al.*, 2010; Guixé & Arroyo, 2011; Peggie *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2014). A diminuição de área aberta significa retirar a estas espécies o habitat (pseudo-estepes europeias) do qual estão altamente dependentes (Silva *et al.*, 2004; Benítez-López *et al.*, 2013), e vai contra os esforços de conservação que têm vindo a ser tomados recentemente. O facto da perda de área aberta se dever principalmente à conversão para culturas permanentes agrava a situação. Tratando-se de conversões permanentes, não voltarão a ser convertidos em área aberta nos anos seguintes (figuras 5 e 6). Olivais e vinhas (incluídas nesta classe) podem ser utilizados pontualmente como locais de alimentação ou descanso por abetardas ou cortiços (Lane *et al.*, 2001; Palacín *et al.*, 2012). As culturas tradicionais de vinhas têm sido, todavia, transformadas com suportes de arame e maior presença humana para controlo de irrigação, transformações estas que podem provocar danos, ou mesmo morte, destas aves (Palacín *et al.*, 2012). Não obstante, culturas permanentes são áreas evitadas pela maioria das espécies estepárias (Donazar *et al.*, 1993; Franco *et al.*, 2000; García *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2007; Martín *et al.*, 2010; Benítez-López *et al.*, 2013), uma vez que são usos do solo com características de vegetação que vai contra a definição de habitat estepário. A mesma ordem de ideias pode ser usada para matos: apesar de poderem ser usados por algumas espécies, como cortiços e tartaranhão-caçador (Guixé & Arroyo 2011; Benítez-López *et al.*, 2013), a sua expansão para áreas maiores será desfavorável para a maioria das aves estepárias.

O aumento de áreas abertas com irrigação intensiva, ou a intensificação da utilização das mesmas (como proposto acima) também levarão à degradação do habitat estepário e da sua qualidade, quer pelo sobredesenvolvimento das culturas, que lhes dará uma estrutura de vegetação inadequada, quer pelo aumento do uso de pesticidas e herbicidas associado, que traz efeitos deletérios à vegetação e artrópodes (e diretamente às aves), constituintes principais da dieta da maioria destas aves (Vickery *et al.*, 2001; Avilés & Parejo, 2004; Urzúa *et al.*, 2005; Silva *et al.*, 2007).

Pousios e pastagens permanentes são seleccionadas pela maioria das aves estepárias (Tella & Forero, 2000; García *et al.*, 2006; Moreira *et al.*, 2007; Leitão *et al.*, 2010; Magaña *et al.*, 2010; Guixé & Arroyo, 2011; Benítez-López *et al.*, 2013; Catry *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2014). O aumento da área de pastagens (permanentes e temporárias) pode ser benéfico para a conservação destas aves, mas apenas se a qualidade destes habitats, através de uma gestão controlada da intensidade de pastoreio, for mantida. É preciso não esquecer, no entanto, que o aumento de pastagens (e, de facto, das restantes classes) tem ocorrido em detrimento dos campos de cultivo de sequeiro. É nesta classe que podemos encontrar o mosaico de habitats

criado pelas práticas agrícolas tradicionais a que estas espécies se têm vindo a adaptar (Stoate *et al.*, 2009, Magaña *et al.*, 2010; Martín *et al.*, 2012). Terrenos lavrados, em estado de restolho ou com culturas de sequeiro propriamente ditas fazem parte deste mosaico (juntamente com os pousios, incluídos na classe pastagens), apresentando maior número e diversidade de artrópodes (Traba *et al.*, 2008; Magaña *et al.*, 2010). Todos são selecionados por espécies estepárias em algum período do seu ciclo de vida (Franco *et al.*, 2000; Tella & Forero, 2000; Lane *et al.*, 2001; Silva *et al.*, 2004; Moreira *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2007; Traba *et al.*, 2007; Leitão *et al.*, 2010; Martín *et al.*, 2010, Catry *et al.*, 2011 (B), 2014). Uma redução em área da classe ‘sequeiro’ resulta numa redução de cada um destes habitats (inclusive de pousios) e vai prejudicar todas as espécies estepárias que se têm vindo a adaptar à área aberta estepária (culturas cerealíferas extensivas e pastagens extensivas) do sudoeste europeu.

Como mencionado mais acima nesta secção, a Península Ibérica é a zona mais importante para as aves estepárias na Europa e alberga mais de metade da população de várias espécies (Donazar *et al.*, 1993; Arroyo *et al.*, 2002; Martín *et al.*, 2012; Martín *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2014). Muitas destas aves encontram-se entre as mais ameaçadas a nível europeu (Traba *et al.*, 2007; Martín *et al.*, 2012) e apesar de algumas terem apresentado crescimentos populacionais positivos nos últimos anos, resultado dos esforços desenvolvidos para a sua conservação (Magaña *et al.*, 2010; Catry *et al.*, 2013; Lóránt & Vadasz, 2014), muitas continuam em declínio (Birdlife International 2012, 2013, 2014). A perda de área aberta agrava esta situação e mostra a ineficácia das Zonas de Proteção Especial propostas pela Rede Natura 2000 (Directive 79/409/CEE), e a insuficiência das alterações das práticas agrícolas impostas pela PAC (Stoate *et al.*, 2001, 2009). Quase todos os estudos mencionados neste capítulo apresentam medidas que deveriam ser tomadas para a preservação do habitat estepário, muitas delas passando pela manutenção das práticas tradicionais de agricultura extensiva (que implicam o não abandono e não conversão destas áreas para culturas permanentes), moderação na utilização de pesticidas e a diminuição de distúrbios humanos (estradas ou infraestruturas) (Silva *et al.*, 2004; Palacín *et al.*, 2012; Martín *et al.*, 2010). Estas práticas proporcionam um mosaico com diferentes estruturas de vegetação que garantem as condições necessárias diferentes de alimento, reprodução e fuga à predação de cada espécie estepária (Butler *et al.*, 2005, 2010; Peggie *et al.*, 2011). Estas medidas deveriam ser seriamente consideradas se queremos inverter as tendências populacionais desfavoráveis da maioria destas espécies, conservando assim avifauna estepária no sudoeste europeu.

Capítulo 2 – Alterações climáticas: A dieta de peneireiros-das-torres (*Falco naumanni*) em novos habitats de inverno

Introdução

As aves estepárias têm sido alvo de muitos estudos relacionados com o impacto das alterações humanas nos seus habitats (ver capítulo 1). No entanto, estudos sobre o impacto das alterações climáticas são muito mais reduzidos. Mi *et al.* (2015) construíram um modelo e observaram que poderá existir uma expansão da distribuição de inverno de abetarda, a Este da China, embora isso não signifique um aumento no tamanho populacional. Alterações na distribuição das populações de espécies estepárias para latitudes e altitudes mais elevadas são, de facto, prováveis, tal como reportado para espécies habituadas ao calor (Benítez-López *et al.*, 2013; Pearce-Higgins *et al.*, 2015), mas deverão ser limitadas, uma vez que são espécies altamente dependentes de habitats abertos com relevo pouco acentuado (a adaptação a zonas mais frias em montanhas, por exemplo, será difícil; Mi *et al.*, 2015).

A região mediterrânica é referida como uma das regiões onde o impacto das alterações climáticas será mais elevado (Georgi, 2006; Catry *et al.*, 2011 (A)). Um exemplo destes impactos é o aumento na frequência de fogos, um dos fatores de perturbação mais importantes nesta região (Regos *et al.*, 2015). As comunidades estepárias da Península Ibérica podem, então, ser bastante suscetíveis a alterações climáticas emergentes, como o aquecimento global. Por ocorrerem em habitats abertos, têm poucas oportunidades para se abrigarem do calor, que pode resultar em efeitos negativos para as suas atividades e, consequentemente, para a sua sobrevivência (Silva *et al.*, 2015). Um estudo feito com ninhos artificiais de peneireiro-das-torres em Portugal mostra que o aumento da temperatura nestas estruturas tem consequências graves para a sobrevivência das crias (Catry *et al.*, 2011 (A)). Silva *et al.* (2015) afirmam que o aumento da temperatura durante o Verão restringe a atividade diária de sisões, que resulta numa diminuição do período disponível para procura de alimento e reprodução.

No entanto, as alterações climáticas podem também ter sido responsáveis pelo estabelecimento de populações invernantes nos territórios de nidificação (Robinson *et al.*, 2005; Correia, 2014). Algumas espécies estepárias, como abetarda, sisão e peneireiro-das-torres, consideradas migradoras parciais, apresentam populações que permanecem na península Ibérica durante o Inverno (Tella *et al.*, 1998; Tella & Forero, 2000; Bretagnolle *et al.*, 2011; Palacín *et al.*, 2012; Sarà *et al.*, 2014). Estes fenómenos podem tornar-se mais frequentes com o aumento da

temperatura, ao tornar territórios de nidificação e territórios invernantes mais semelhantes do ponto de vista climático (Correia, 2014). O aparecimento de populações não-migradoras proporciona novas oportunidades de conservação para estas espécies, mas também exige maior responsabilidade, principalmente por parte de áreas protegidas, como Zonas de Proteção Especial (Araújo *et al.*, 2011), em manter práticas de agricultura adequadas. Estas práticas não só influenciam o local onde uma ave se reproduz, mas também a disponibilidade de recursos alimentares destas aves, que são o resultado de fatores como abundância, detetabilidade e acessibilidade de alimento (Vickery *et al.*, 2001; Butler *et al.*, 2005; Butler & Gillings, 2004; Butler *et al.*, 2005; Peggie *et al.*, 2011). A diferente gestão do uso do solo origina estruturas de vegetação diferentes. Terrenos com vegetação elevada, como cultivos de cereais, oferecem grande abundância de insetos, mas de difícil acesso. Terrenos lavrados ou pousios recentes, pelo contrário, permitem uma maior detetabilidade e acessibilidade a estas presas, mas geralmente em número bastante inferior (Vickery *et al.*, 2001; Peggie *et al.*, 2011; Catry *et al.* 2014). Isto é verdade não só para insetos, como para plantas e pequenos mamíferos (Vickery *et al.*, 2001; Rodríguez & Peris, 2007). Como a disponibilidade de recursos alimentares é um dos fatores mais importantes para adequabilidade de um habitat para uma espécie (Butler & Gillings, 2004), um conhecimento detalhado dos requisitos de alimentação destas populações durante este período (inverno) é assim necessário (Tella *et al.*, 1998; Lane *et al.*, 2001, Leitão *et al.*, 2010; Palacín *et al.*, 2012; Benítez-Lopéz *et al.*, 2013).

O peneireiro-das-torres (*Falco naumanni* Fleicher, 1818) é uma pequena ave de rapina colonial muito dependente de estepes cerealíferas, nidificando normalmente em infraestruturas urbanas, utilizando cavidades de igrejas, castelos ou edifícios abandonados (“cortijo” e “monte alentejano”) (Gonzales & Merino, 1990; Bustamante, 1997; Negro *et al.*, 1997; Franco & Sutherland, 2004; García *et al.*, 2006; Catry *et al.*, 2010 (B)). Esta espécie migradora afro-paleártica sofreu um declínio muito acentuado no passado, mas encontra-se atualmente com uma tendência populacional estável, estando classificada como ‘pouco preocupante’ (Catry *et al.*, 2009; Catry *et al.*, 2011 (A); Sarà *et al.*, 2014) (ver introdução geral para uma descrição mais detalhada da espécie). Estudos sobre seleção de habitat de inverno na Península Ibérica de peneireiro-das-torres foram já realizados, com referência às práticas agrícolas que seriam adequadas durante este período (Negro *et al.*, 1991; Tella & Forero, 2000). No entanto, a dieta destas populações invernantes ainda não foi estudada. A dieta de peneireiro-das-torres tem sido alvo de muitos estudos, maioritariamente através da análise de regurgitações, quer na época de reprodução, quer nos territórios de invernada subsaarianos. Consiste sobretudo em grandes

artrópodes, como ortópteros e coleópteros, podendo também alimentar-se de pequenos roedores, répteis ou aves. (Rocha, 1995; Catry, 2000; Kok *et al.*, 2000; Teodósio, 2000; Ventim, 2004; García *et al.*, 2006; Rodríguez & Bustamante, 2008; Kopij, 2007; Catry *et al.*, 2010 (A); Pérez-Granados, 2010; Rodríguez *et al.*, 2010). Perceber do que se alimentam estes indivíduos nestas populações invernantes pode ajudar a identificar práticas agrícolas compatíveis com a conservação desta ave durante todo o ano (Tella *et al.*, 1998; Vickery *et al.*, 2001; Butler & Gillings, 2004). Este estudo tem então como objectivos: (1) determinar a dieta de peneireiros-das-torres invernantes no rochaSudoeste de Espanha; e (2) comparar esta dieta com as registadas para o mesmo território nos períodos de reprodução (Rodríguez *et al.*, 2010) e para o mesmo período mas no território (habitual) de invernada, em África (Kopij 2007).

Métodos

O estudo da dieta de peneireiros-das-torres invernantes no Sul de Espanha foi realizada através da análise de regurgitações. As regurgitações foram recolhidas em 3 colónias localizadas em edificios abandonados (“cortijos”), na província de Sevilha (Figura 8). Duas destas colónias encontram-se perto de La Lantejuela (Município de Ecija), a cerca de 3km do limite Nordeste da ZPE de Campiñas de Sevilla (Cortijo de Marqués: 37°23'45.39"N, 5°15'9.01"W; Cortijo de Pareciendo: 37°24'36.88"N, 5°13'46.07"W). A outra colónia situa-se no limite Nordeste do Parque Nacional de Doñana (Huerta Tejada: 37° 4'21.37"N, 6°17'19.25"W). Estão inseridas na bacia do Guadalquivir, com clima mediterrânico típico, em que predominam áreas com pouco relevo dominadas maioritariamente por campos agrícolas (constituídos principalmente por cereais e girassol, mas também algodão, olivais e vinhas), e outros tipos de associações florestais, como montado (Rodríguez & Bustamante 2003; Rodríguez *et al.*, 2010).

As regurgitações frescas foram recolhidas durante o Inverno de 2014/2015, de 6 de Novembro a 23 de Janeiro, após a remoção de regurgitações antigas, para assegurar que não eram analisadas regurgitações da época de reprodução anterior (Sarà *et al.*, 2014). Foram preservadas a seco em sacos de plástico individuais e secas numa estufa (50 °C) durante cerca de 48h antes da identificação. O tamanho e peso de cada regurgitação foi registado.

Cada regurgitação foi desagregada numa caixa de *petri* e os restos de presas foram separados com o auxílio de um microscópio (10x23mm), sendo colocados noutra caixa de *petri*, até toda a regurgitação ter sido analisada. Os restos de presas foram depois identificados com a ajuda

de especialistas e de fotografias de referência (Kieny, 2003). Tentou identificar-se tudo ao nível taxonómico mais baixo possível, mantendo sempre uma abordagem conservativa. A maioria dos restos de presas foi identificado apenas até à ordem ou família. As peças utilizadas para a identificação foram constituídas sobretudo por cabeças, mandíbulas, patas, notos, quelíceras de aranhas (Araneae) e quilópodes (Chilopoda), élitros e *aedeagus* de coleópteros (Coleoptera), cercos de forfículas (Dermaptera) e crânios e mandíbulas superiores e inferiores de ratos e musaranhos (Rodentia e Soricomorpha). O número de presas em cada regurgitação foi estimado com base no número de restos anatómicos assimétricos do mesmo lado encontrados na regurgitação correspondente. Para vertebrados, para além dos ossos (maioritariamente restos de crânios e mandíbulas), também se considerou a existência de um indivíduo se a proporção de pêlo na regurgitação fosse superior a 10% (Rodríguez *et al.*, 2010).

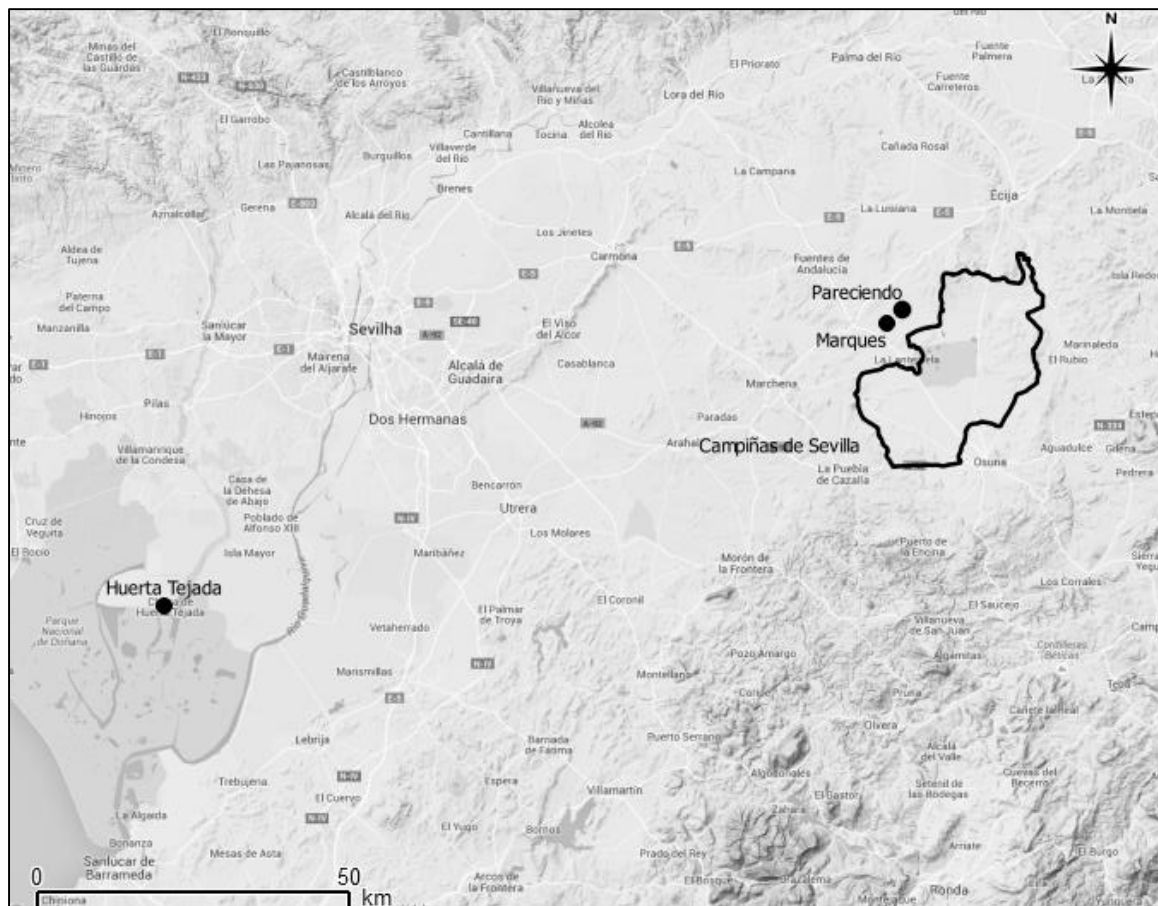


Figura 8: Colónias com peneireiros-das-torres invernantes (círculos pretos) das quais foram recolhidas regurgitações. Os limites da ZPE Campiñas de Sevilla estão delimitados a preto.

A biomassa fresca de cada indivíduo foi estimada a partir de equações de regressão alométricas desenvolvidas por Hódar (1997) para artrópodes capturados na mesma região biogeográfica

(Sul de Espanha). Estas equações utilizam medições de peças anatómicas de artrópodes (*e.g.*, largura da cabeça, comprimento da mandíbula) para calcular a biomassa do indivíduo. Para grupos para os quais não foi possível encontrar equações de regressão, ou estas utilizavam medições de peças que não foram encontradas nas regurgitações deste estudo (Chilopoda, Gryllidae, Gryllotalpidae, Mammalia) foram utilizadas as biomassas individuais obtidas na literatura (Rodríguez *et al.*, 2010). Não foi possível encontrar estimativas de biomassa para Mantodea e não foi considerado para a biomassa.

Análise dos dados

Uma vez que os peneireiro-as-torres não voltam aos restos de presas depois de regurgitadas cada regurgitação foi tratada como uma unidade de amostragem (Franco & Andrada, 1977; Kieny, 2003; Sarà *et al.*, 2014)

Para representar a contribuição de cada grupo taxonómico para a dieta, foi calculado número total de indivíduos de um dado grupo taxonómico encontrado numa regurgitação em relação ao número total de indivíduos encontrados nessa regurgitação. Este cálculo é referido por alguns autores como frequência de ocorrência (Kieny, 2003; Rodríguez *et al.*, 2010), apesar de ser simplesmente referido como número de um determinado taxa por regurgitação por Kopij (2007). Neste estudo este cálculo é referido como frequência de ocorrência (FO). Analogamente, calculou-se a contribuição em biomassa, referente à biomassa total de indivíduos de um dado grupo taxonómico numa regurgitação em relação à biomassa total de todos os indivíduos presentes nessa regurgitação. Estas duas variáveis permitem descrever a composição geral da dieta para todo o período de estudo e compará-la com as dietas estudadas por Rodríguez *et al.* (2010) e por Kopij (2007). A dieta do primeiro estudo é referente a indivíduos nidificantes no Sul de Espanha e a segunda é referente a indivíduos invernantes em África do Sul. Para facilitar a leitura durante o resto do estudo, refere-se por ‘peneireiros-das-torres residentes’ aos indivíduos invernantes no Sul de Espanha, por ‘peneireiros-das-torres nidificantes’ aos indivíduos nidificantes no Sul de Espanha, e por ‘peneireiros-das-torres invernantes’ aos indivíduos invernantes em África do Sul.

As regurgitações foram ainda organizadas por colónia (local) e por data de recolha (tempo), de modo a tentar perceber se existem variações na composição da dieta em cada uma destas dimensões (espacial e temporal).

Resultados

Um total de 47 regurgitações foram analisadas neste estudo (20 de Marquês, 20 de Pareciendo e 7 de Huerta Tejada). As regurgitações recolhidas pesavam $0,7 \pm 0,2\text{g}$, com um tamanho médio de $23,8 \pm 3,9\text{mm}$ de comprimento e $14,0 \pm 2,2\text{mm}$ de largura (13 regurgitações (27,1%) desfizeram-se antes de se poder registar o tamanho). Um total de 1165 presas foram identificadas de entre as regurgitações analisadas neste estudo (mediana = 21, mínimo = 3, máximo = 112), perfazendo um total de 758,8g de biomassa fresca ingerida (mediana = 10,5, mínimo = 0,1, máximo = 64,8).

Em relação à composição geral da dieta, o grupo dos ortópteros é o mais importante em termos de frequência de ocorrência, seguido dos coleópteros e dos himenópteros (35,5%, 25,2% e 16,0%, respetivamente). Se considerarmos a biomassa, por outro lado, o grupo dos quilópodes passa a ser o mais importante, representando mais de 50% da dieta (53,8%), seguido do grupo dos ortópteros e cordados (34,8% e 7,9%, respetivamente). É ainda de referir que os grilos são os organismos com maior contribuição para os ortópteros, representando 28,1% e 29,1% da dieta total, em termos de frequência de ocorrência e biomassa, respetivamente. As contribuições em termos de número e biomassa de cada um dos *taxa* identificados para a dieta aqui em estudo encontram-se na tabela 5.

Tabela 5: Frequência de ocorrência e contribuição em biomassa das presas encontradas nas regurgitações de peneiro-das-torres analisadas. As estimativas da massa de cada taxa foi obtida através das equações de regressão de Hodar (1997) e, em caso da não existência das mesmas, a partir da literatura (Rodríguez et al., 2010).

Taxon	Género/espécie	Frequência de ocorrência	%	Massa individual (g)	% de biomassa
Arthropoda					
Araneae		69	5,92	0,12	1,13
Chilopoda	<i>Scolopendra sp.</i>	176	15,11	2,30	53,77
Isopoda	<i>Armadillidium sp.</i>	1	0,00	0,01	0,00
Dermaptera		5	0,43	0,03	0,02
Orthoptera	unidentified	0	0,00	0,00	0,00
Acrididae		83	7,12	0,39	4,32
Gryllidae	<i>Gryllus sp.</i>	327	28,07	0,67	29,12
Gryllotalpidae	<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	3	0,26	3,50	1,40
Total Orthoptera		413	35,45		34,84
Mantodea		6	0,52		
Hymenoptera					
Chalcioneia		3	0,26	0,00	0,00
Formicidae	<i>Messor barbarus</i>	183	15,71	0,01	0,20
Total Hymenoptera		186	15,97		0,20
Coleoptera					
Carabidae	Unidentified	141	12,10	0,03	0,50
	<i>Calosoma (Campalita) maderae</i>	2	0,17	0,15	0,04
	<i>Chlaenius velutinus</i>	1	0,09	0,20	0,03
	<i>Orthomus velocissimus andalusiacus</i>	0	0,00	0,20	0,05
	<i>Scarites sp.</i>	2	0,17	0,17	0,05
Chrisomelidae	Unidentified	3	0,26	0,01	0,01
	<i>Chrisomela sp.</i>	1	0,09	0,01	0,00
Curculionidae		39	3,35	0,04	0,19
Tenebrionidae		65	5,58	0,05	0,43
Buprestidae		1	0,09	0,01	0,00
Scarabaeidae	unidentified	8	0,69	0,12	0,13
	<i>Bubas sp.</i>	3	0,26	0,12	0,05
	<i>Oryctes nasicornus</i>	5	0,43	0,53	0,35
	<i>Rhizotrogus sp.</i>	19	1,63	0,04	0,10
Total Coleoptera		293	25,15		1,92
Lepidoptera		10	0,86	0,19	0,25
Total Arthropoda		1159	99,48	693,57	92,13
Chordata					
Mammalia		6	0,52	9,87	7,87
Total Chordata		6	0,52		7,87

A comparação entre a composição da dieta de peneireiros-das-torres residentes (este estudo) com a dieta de peneireiros-das-torres nidificantes e invernantes (Rodríguez *et al.*, 2010; Kopij, 2007, respetivamente) está apresentada na tabela 6.

Tabela 6: Comparação da composição das dietas de peneireiros-das-torres residentes (indivíduos invernantes no Sul de Espanha), peneireiros-das-torres nidificantes (indivíduos nidificantes no Sul de Espanha), e peneireiros-das-torres invernantes (indivíduos invernantes em África do Sul).

Taxon	Peneireiros-das-torres residentes		Peneireiros-das-torres nidificantes		Peneireiros-das-torres invernantes	
	FO %	Biomassa %	FO %	Biomassa %	FO %	Biomassa %
Arachnida	5,9	1,1	0,7	0,2	24,5	28,9
Chilopoda	15,1	53,8	0,9	1,4	0,3	0,4
Isopoda	0,0	0,0				
Dermaptera	0,4	0,0	3,1	0,1	0,8	0,1
Orthoptera	35,5	34,8	37,8	68,4	46,5	54,5
Acrididae	7,1	4,3	8,7	12,4	38,5	45,3
Gryllidae	28,1	29,1	7,8	5,6	7,7	9,1
Gryllotalpidae	0,3	1,4	2,7	10,1	0,3	0,1
Tettigoniidae			18,5	40,2		
Não identificado			0,1	0,1		
Mantodea	0,5					
Blattaria					0,3	0,3
Isoptera					1,4	0,1
Hemiptera			1,1	0,4		
Hymenoptera	15,0	0,2	7,3	0,2		
Coleoptera	25,2	1,9	35,6	9,1	24,4	12,7
Carabidae	12,5	0,7			2,5	0,6
Chrysomelidae	0,4	0,0				
Curculionidae	3,4	0,2				
Tenebrionidae	5,6	0,4			0,8	0,2
Buprestidae	0,1	0,0				
Scarabaeidae	3,0	0,6			19,5	11,6
Não identificado					1,6	0,3
Lepidoptera	0,9	0,3	2,7	0,4		
Chordata	0,5	7,9	1,7	17,8	1,1	2,1
Não identificado			9,0	1,9		
Regurgitações analisadas	47		204		299	

Os resultados expostos doravante têm em consideração apenas os grupos taxonómicos mais relevantes na dieta aqui em análise: Araneae, Chilopoda, Orthoptera, Hymenoptera, Coleoptera e Chordata. Se compararmos a composição da dieta ao longo dos 3 locais em que foram colhidas regurgitações, podemos observar que a frequência absoluta de cada *taxa*, e

consequentemente a contribuição em biomassa, varia muito (figura 9 A). Em Marquês, o grupo com maior representatividade é o grupo dos quilópodes, com $34,3 \pm 35,5\%$, seguido dos himenópteros, com $24,1 \pm 24,6\%$, grupos com uma contribuição praticamente inexistente na dieta dos francelhos em Pareciendo, que é composta principalmente por ortópteros ($75,5 \pm 29,1\%$) e coleópteros ($15,5 \pm 21,2\%$). Já em Huerta Tejada, com uma contribuição de ortópteros mínima, o grupo com maior contribuição é o grupo dos coleópteros ($55,7 \pm 31,4\%$), seguido dos himenópteros ($32,1 \pm 37,7\%$). Em termos contribuição em biomassa (Figura 9 B), os grupos com maior importância em Marquês são os quilópodes, com $57,1 \pm 42,9\%$, e os ortópteros com $31,3 \pm 37,3\%$. Em Pareciendo, a quase totalidade da dieta é composta por ortópteros ($81,6 \pm 24,4\%$) e em Huerta Tejada temos os quilópodes ($31,5 \pm 40,8\%$), seguido dos vertebrados ($26,0 \pm 44,4\%$) com os grupos com maior contribuição.

Uma comparação análoga pode ser feita para perceber a variação na dieta ao longo dos 3 meses em que foram recolhidas regurgitações (Figura 9 C e D). Em novembro dominaram os ortópteros e os himenópteros (formigas) em termos de frequência de ocorrência (Orthoptera: $35,5 \pm 23,9\%$; Hymenoptera: $24,6 \pm 31,6\%$). Em termos de biomassa, os ortópteros continuam os mais importantes ($45,3 \pm 42,6\%$), seguido dos quilópodes ($29,7 \pm 42,9\%$). Em Dezembro, são quilópodes a contribuir mais para a dieta em termos de frequência de ocorrência ($52,8 \pm 30,8\%$). Em termos de contribuição em biomassa o grupo mais importante é também o dos quilópodes ($41,5 \pm 44,3\%$), acompanhado pelos ortópteros ($33,1 \pm 43,0\%$). Os ortópteros dominam a composição da dieta de Janeiro, quer em termos de frequência de ocorrência, como em termos de contribuição em biomassa ($55,8 \pm 37,7\%$ e $74,3 \pm 35,6\%$, respetivamente). A contribuição em frequência de ocorrência e biomassa de cada *taxa* ao longo de cada local e do tempo pode ser encontrada na tabela 7 e 8, respetivamente.

Tabela 7: Contribuição em termos de frequência de ocorrência e contribuição em biomassa dos taxa mais relevantes para a dieta de peneireiro-das-torres registada em cada um dos locais.

Taxon	Marquês		Pareciendo		Huerta Tejada	
	FO %	Biomassa %	FO %	Biomassa %	FO %	Biomassa %
Araneae	$7,4 \pm 15,3$	$2,7 \pm 4,9$	$5,0 \pm 6,9$	$2,9 \pm 9,0$	$0,6 \pm 1,5$	$0,5 \pm 1,3$
Chilopoda	$34,3 \pm 35,5$	$57,1 \pm 42,9$	0	0	$4,3 \pm 8,6$	$31,5 \pm 40,8$
Orthoptera	$19,2 \pm 21,9$	$31,3 \pm 37,3$	$75,5 \pm 29,1$	$88,6 \pm 24,4$	$1,4 \pm 1,8$	$6,2 \pm 8,1$
Hymenoptera	$24,1 \pm 24,6$	$0,9 \pm 1,9$	$1,7 \pm 6,3$	$0,1 \pm 0,3$	$32,1 \pm 37,7$	$10,0 \pm 19,3$
Coleoptera	$12,1 \pm 16,7$	$3,9 \pm 7,7$	$15,5 \pm 21,2$	$3,8 \pm 8,4$	$55,7 \pm 31,4$	$19,0 \pm 14,9$
Chordata	$0,3 \pm 1,4$	$1,6 \pm 7,0$	$0,7 \pm 3,0$	$4,0 \pm 17,7$	$5,5 \pm 12,4$	$26,0 \pm 44,4$
Total	20		20		7	
Regurgitações						

Tabela 8: Contribuição em termos de frequência de ocorrência (FO) e contribuição em biomassa dos taxa mais relevantes para a dieta de peneireiro-das-torres ao longo do Inverno de 2014/2015.

Taxon	Novembro		Dezembro		Janeiro	
	FO %	Biomassa %	FO %	Biomassa %	FO %	Biomassa %
Araneae	2,3 ± 3,2	1,5 ± 3,0	3,2 ± 9,4	1,8 ± 4,1	6,8 ± 13,8	3,5 ± 9,2
Chilopoda	13,1 ± 23,4	29,7 ± 42,9	52,8 ± 30,8	41,5 ± 44,3	10,1 ± 27,1	15,1 ± 33,9
Orthoptera	35,5 ± 23,9	45,3 ± 42,6	7,2 ± 38,9	33,1 ± 43,0	55,8 ± 37,7	74,3 ± 35,6
Hymenoptera	24,6 ± 31,6	1,5 ± 3,0	15,7 ± 27,5	3,3 ± 11,3	10,3 ± 19,0	0,5 ± 1,3
Coleoptera	15,8 ± 12,1	1,3 ± 1,4	18,4 ± 30,6	7,2 ± 11,9	15,8 ± 21,9	6,1 ± 10,4
Chordata	2,7 ± 6,0	15,9 ± 35,5	1,3 ± 7,2	9,7 ± 27,1	0	0
Total Regurgitações	5		22		20	

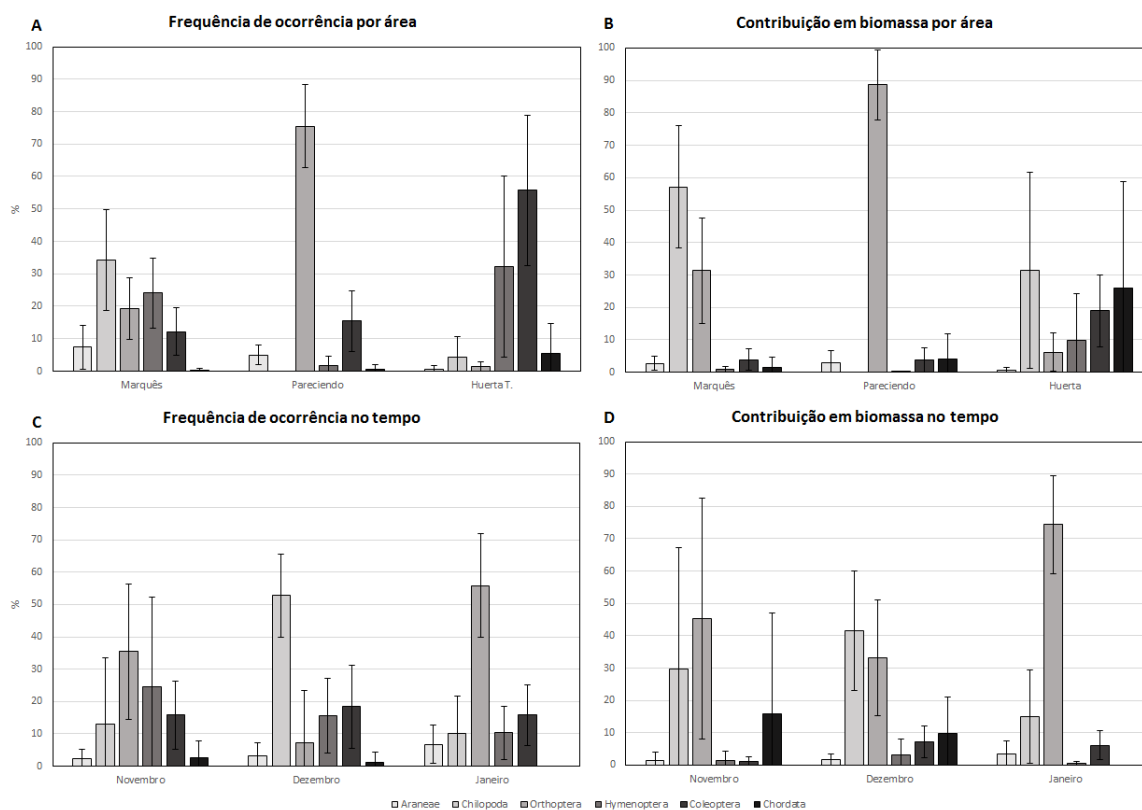


Figura 9: Contribuição dos principais grupos de presas em termos de frequência de ocorrência (A e C) e contribuição em biomassa (B e D), por local (A e B) e ao longo do tempo (C e D). Barras de erro com Intervalo de confiança de 95%. Regurgitações analisadas: Marquês: 20, Pareciendo: 20, Huerta Tejada: 20; Novembro: 5, Dezembro: 22, Janeiro: 21.

Discussão

Composição geral da dieta

Este é o primeiro estudo em que foram analisadas regurgitações de peneireiros-das-torres invernantes nos seus territórios de reprodução, no Sudoeste Espanhol.

A dieta de peneireiros-das-torres invernantes no Sul de Espanha é composta quase exclusivamente por artrópodes. A escolha de artrópodes de grandes dimensões na dieta desta espécie vai de acordo aquela registada para a maioria dos estudos realizados para os territórios de reprodução europeus (Rodríguez & Bustamante, 2008; Pérez-Granados, 2010; Rodríguez *et al.*, 2010; Sarà *et al.*, 2014), e para os territórios de invernada subsaarianos (Anderson *et al.*, 1998; Kok *et al.*, 2000; Kopij, 2002; Kopij, 2007). Apesar disso, existem diversos estudos em que a contribuição em biomassa de vertebrados, principalmente micromamíferos, é também bastante relevante. De acordo com Franco & Andrada (1977) para a dieta no Sudoeste Espanhol, os insetos representam 61,2% da biomassa total. Para a zona centro de Espanha e para Sudeste de França, o insetos representam 49,4% e 60,2% da dieta total, respetivamente (Lepley *et al.*, 2000; Pérez-Granados, 2010). A representação de insetos em termos de biomassa é muito superior para as dietas registadas para África do Sul, representando 99,4 % e 98,9% da biomassa total, em que vertebrados são capturados apenas ocasionalmente (Kopij, 2002; Kopij, 2007; mas ver Rocha, 1998). Neste estudo, os insetos representam 92,2% do total de biomassa, um valor que fica entre os registados para Europa e África, ficando mais perto do último.

A dieta aqui estudada tem como grupos mais importantes os ortópteros e os quilópodes, com coleópteros, himenópteros (quase exclusivamente compostos por formigas da espécie *Messor Barbarus*), aracnídeos e pequenos mamíferos como grupos complementares à dieta.

Comparação entre dietas de peneireiros-das-torres residentes, nidificantes e invernantes

A dieta aqui descrita apresenta, interessantemente, uma composição intermédia às dietas registadas para indivíduos nidificantes (peneireiros-das-torres nidificantes no Sul de Espanha; Rodríguez *et al.*, 2010) e para indivíduos invernantes (peneireiros-das-torres invernantes em África do Sul; Kopij, 2007). O grupo dos ortópteros apresenta uma frequência de ocorrência mais semelhante à dieta de peneireiros-das-torres nidificantes. No entanto, na dieta de peneireiros-das-torres nidificantes, este grupo é representado maioritariamente por tetigónídeos, grupo ausente na dieta de peneireiros-das-torres residentes. Outros organismos referidos como bastante importantes na dieta de peneireiro-das-torres são os ralos

(Gryllotalpidae; Franco & Andrada 1977, Ventim, 2004; Rodríguez *et al.*, 2010), que neste estudo mostram-se também muito menos representativos (a contribuição de ralos registada neste estudo é até mais próxima da registada para a dieta de peneireiros-das-torres invernantes. Tettigoniidae e Gryllotalpidae são grupos que aparecem com muito menos frequência nas dietas registadas para África do Sul (Kok *et al.* 2000, Kopij, 2002; Kopij, 2007), em que predominam gafanhotos (Acrididae). De facto, a contribuição de gafanhotos na dieta de peneireiros-das-torres residentes é semelhante à da dieta de peneireiros-das-torres. Não obstante, os grilos (Gryllidae) são o grupo mais importante neste estudo, sendo superior a ambos os estudos aqui utilizados como comparação. Representa aqui a quase totalidade dos ortópteros, com uma representação de 27,36% e 28,81% em termos de frequência de ocorrência e biomassa total. Curiosamente, um estudo sobre a dieta realizado em Sicília (Itália) registou uma representação em cerca de 99% de ortópteros, dos quais a grande maioria eram grilos (Sarà *et al.*, 2014).

A contribuição de coleópteros é mais semelhante à registada porá a dieta de peneireiros-das-torres invernantes, com valores inferiores aos registados por Rodríguez *et al.* (2010) e por Rocha (1998) (mas ver Sarà *et al.*, 2014). Dentro dos coleópteros, a família Scarabaeidae parece ser a mais importante nas dietas estudadas em África do Sul (Kopij, 2002; Kopij, 2007), ao passo que Carabidae apresenta maior contribuição na dieta aqui estudada. A contribuição de coleópteros em termos de biomassa na dieta de peneireiros-das-torres residentes é bastante inferior a ambas as dietas usadas aqui como comparação. O pequeno tamanho da maioria dos coleópteros presentes nas regurgitações (maioria de carabídeos com uma média de 2.36mm de largura de cabeça, apesar da presença de organismos de maiores dimensões, como *Oryctes nasicornus* e *Scarites sp.*) pode justificar os baixos valores obtidos para a contribuição em biomassa deste grupo.

O elevado número de formigas (formicidae, Hymenoptera) presentes nesta dieta pode estar relacionado com o elevado consumo de térmitas (isóptera) nos territórios africanos. As térmitas representam 32% da biomassa total no estudo de Kok *et al.* (2000), e são referidas como elemento importante da dieta de peneireiro-das-torres em África do Sul (Kok *et al.*, 2000, Kopij, 2002; Kopij, 2007).

Também devem ser considerados os valores intermédios de contribuição de aracnídeos registados para esta dieta, em comparação com as outras duas. Apesar de se tratarem de organismos diferentes, com solífugos nos territórios africanos em vez de aranhas, são dois

grupos com uma biologia semelhante (principalmente se considerarmos a família lycosidae, da qual muito provavelmente fazem parte as aranhas registadas neste estudo). O consumo de aracnídeos nos territórios invernantes subsaarianos é de facto muito elevado, representando 75% do total de biomassa da dieta registada para o Estado Livre, África do Sul (Kopij, 2002).

Por último, a contribuição de quilópodes, tanto em termos de frequência de ocorrência como em biomassa, é muito superior à na dieta de peneireiros-das-torres residentes, quando comparada com as dietas de indivíduos nidificantes e invernantes, representando mais de metade da biomassa total neste estudo. Kok *et al.* (2000) registou uma contribuição considerável de quilópodes em conteúdos estomacais de peneireiro-das-torres invernantes em Bloemfontein, África do Sul, mas com valores inferiores aos registados aqui. Um estudo realizado em Portugal refere que o grupo dos quilópodes é determinante para a dieta de peneireiro-das-torres no início da Primavera (Catry, 2000).

No entanto, é preciso ter em consideração dois aspetos distintos nesta comparação. Em primeiro lugar, o número de regurgitações analisadas em cada estudo varia bastante. Neste estudo, foram analisadas 47 regurgitações, em comparação com as 204 analisadas por Rodríguez *et al.* (2010) e as 299 analisadas por Kopij (2007). Em segundo lugar, é preciso ter em atenção os valores de biomassa registados para cada um dos grupos. No caso de quilópodes, não foi possível obter estimativas de biomassa a partir das equações de regressão desenvolvidas por Hodar (1997) (utilizadas para a maior parte dos organismos). Em vez disso, foi usada a biomassa de referência utilizada por Rodríguez *et al.* (2010), que apresenta biomassas consideravelmente superiores em relação aquelas obtidas através das equações de regressão. Estas diferenças podem também ter influenciado as contribuições em biomassa superiores de Gryllidae, e as contribuições em biomassa inferiores de Coleoptera.

Não obstante, os valores intermédios de contribuição de alguns dos grupos presentes nesta dieta quando comparados com uma dieta do mesmo local mas para a época de reprodução e com uma dieta para o mesmo período mas para os territórios invernantes de África do Sul, podem sugerir que os peneireiros-das-torres invernantes em Espanha procuram presas semelhantes às que ocorrem nos seus territórios invernantes habituais. Isto pode estar relacionado com o facto de estas colónias de peneireiro-das-torres invernantes no Sul de Espanha serem o resultado de adaptações recentes a novas estratégias de migração, resultante das alterações climáticas, que se têm vindo a documentar em estudos relativamente recentes (Negro *et al.*, 1991; Tella & Forero, 2000; Correia, 2014).

Variação na composição da dieta ao longo do espaço e do tempo

É preciso ter em atenção a variação na composição da dieta ao longo dos 3 locais em que foram recolhidas regurgitações para este estudo (figura 9 A e B). Apesar de haver grupos que mantêm uma contribuição para a dieta semelhante entre os 3 locais, outros, como quilópodes, ortópteros e coleópteros, apresentam variações acentuadas. Esta grande variação na representatividade de cada grupo poderá estar relacionada com variações na ocorrência e abundância em cada um dos locais, dada a estratégia de caça oportunista desta ave (Kok *et al.*, 2000; Ventim, 2004; Cordeiro, 2007). Se esse for o caso, os indivíduos aqui estudados podem ter consumido os organismos que se encontravam disponíveis no local, e não procurado presas semelhantes às que costumam encontrar nos seus territórios habituais de invernada, como sugerido acima. Também a comparação da composição da dieta ao longo do tempo (figura 9 C e D) parece sugerir oscilações na fenologia de cada grupo de organismos predados, onde se repara a contribuição complementar entre quilópodes e ortópteros, em que os primeiros apresentam um pico no mês de Dezembro, contrariamente aos segundos, que apresentam maior contribuição em Novembro e Janeiro. Pode então especular-se, a partir da análise conjunta da variação da composição da dieta no tempo e no espaço, que os peneireiros-das-torres predam quilópodes e ortópteros consoante a abundância relativa de cada um dos grupos. Só com informação sobre a disponibilidade de presas é que se poderia confirmar se a variação na representatividade de cada grupo, tanto espacialmente como temporalmente, se deve a variações na ocorrência e abundância destes grupos de presas.

Esta enorme variação na composição da dieta, tanto espacial como temporalmente, pode indicar, por outro lado, que o número de regurgitações analisadas não foi representativo. (apesar de haver estudos que referem que 50 regurgitações são uma amostragem representativa; Sarà *et al.*, 2014). Isto sugere que a interpretação sobre a comparação das dietas aqui feita deva ser tomada com algumas reservas. Não foi possível recolher mais regurgitações de peneireiros-das-torres residentes para este estudo. A dieta aqui analisada deve ser então considerada como um estudo preliminar. Deveria ser feito um reforço da amostragem de modo a verificar se as tendências aqui apresentadas se verificam. A amostragem de presas no terreno, de modo a obter informação sobre a sua disponibilidade e abundância, também permitiria complementar este estudo, ao permitir ter acesso à de presas por parte destas aves.

Mesmo com uma amostragem pequena, a grande variação na composição de dietas entre as colónias de Marques e Pareciendo, muito próximas uma da outra, pode sugerir os peneireiros-das-torres que invernantes cacem longe das colónias. Peneireiros das torres tendem a caçar das

colônias (Franco & Sutherland, 2004; García *et al.*, 2006; de Frutos & Olea, 2008; Catry *et al.*, 2010 (B)), mas esta é uma realidade que só se conhece para o período de nidificação, e não para o de Inverno. Já está relatado que transformações ao uso do solo, que tornam os habitats não adequados para caça, podem forçar estas aves a percorrer distâncias muito maiores até uma zona de caça favorável (García *et al.*, 2006). A transferência de informação nesta espécie também pode levar os indivíduos a caçarem em zonas para as quais tenham conhecimento de que há bom alimento, mesmo que haja zonas mais perto com abundância de presas, mas que nunca foram visitadas (Cordeiro 2007). É possível que estes indivíduos cacem longe das colônias durante o Inverno. Estudos de seleção de habitat para o inverno nesta região já foram realizados (Negro *et al.*, 1991; Tella & Forero 2000), mas não dão informação sobre os movimentos diários feitos por cada indivíduo. O desenvolvimento da tecnologia de localização, como geolocalizadores e marcadores de satélite, permitem recolher informação mais detalhada sobre a movimentação de aves, e têm sido utilizados com frequência em peneireiro-das-torres (Donazar *et al.*, 1993; de Frutos & Olea, 2008; Rodríguez *et al.*, 2009; Catry *et al.*, 2010 (A); Sarà *et al.*, 2014). Estudos sobre o uso do habitat por parte de peneireiros-das-torres destas colônias, com a utilização de dispositivos de geolocalização, permitiria identificar as colônias e os locais que usam como dormitórios e saber se têm zonas de caça perto ou longe destes locais, ajudando a melhor interpretar resultados da dieta aqui obtidos.

Próximos passos

Para além de recolher informação sobre a abundância de presas na área de estudo, existem outros aspetos que seriam interessantes adicionar a este estudo por forma a torna-lo mais completo. A recolha de presas no campo poderiam ser utilizados como referências para ajudar numa identificação mais detalhada das peças encontradas nas regurgitações, e permitir fazer correções nas estimativas de biomassa de cada indivíduo. Seria também interessante ter acesso à idade ou sexo dos indivíduos cujas regurgitações foram analisadas. Não só permitia obter informação sobre as populações invernantes nestes locais como permitiria uma comparação mais detalhada das dietas entre indivíduos de sexos e faixa etária diferentes.

Também seria de considerar uma recolha de regurgitações regular durante o inverno e período de reprodução seguintes, que daria informação sobre a evolução na composição da dieta ao longo de quase todo o ano. Uma comparação da composição de dietas ao longo do tempo já foi realizada entre os períodos de pré-reprodução e pós-reprodução (Rodríguez *et al.*, 2010), e nos períodos de pré-migração (Sarà *et al.*, 2014), mas nunca considerando ambos os períodos de invernada e reprodução.

Implicações para o peneireiro-das-torres

O peneireiro-das-torres é uma espécie que conseguiu ultrapassar um declínio muito acentuado desde a segunda metade do século passado, mas que, graças a vários esforços de conservação, tem apresentado tendências populacionais positivas nos últimos anos (Bustamante, 1997; Franco & Sutherland, 2004, Catry *et al.*, 2009; Catry *et al.*, 2011 (A); Sarà *et al.*, 2014), estando atualmente classificado como ‘não preocupante’ (least concern; Birdlife International, 2013 (B)). As colónias aqui estudadas situam-se perto da ZPE de Campiñas de Sevilla (Andaluzia), uma dos locais que apresentou redução na área favorável estepária (ver capítulo 1). Vários estudos relatam a conversão de sistemas de pastoreio tradicionais para cultivos contínuos totalmente mecanizados e elevada adição de fertilizantes químicos e biocidas na região (Donazar *et al.*, 1993, Rodríguez *et al.*, 2006), que podem trazer consequências negativas tanto para peneireiro-das-torres, como para as restantes espécies estepárias e agrícolas que ocorrem na zona, pelos efeitos prejudiciais que têm na diversidade e abundância de recursos alimentares (Vickery *et al.*, 2001; Atkinson *et al.*, 2004; Urzúa *et al.*, 2005, Vergara *et al.*, 2008; Caldara *et al.*, 2013). Vickery *et al.* (2001) refere que entre outros grupos de insetos, Coleoptera, Orthoptera e Myriapoda (com uma grande importância na dieta de peneireiros-das-torres residentes) podem sofrer reduções populacionais moderadas ou severas em resposta à aplicação de fertilizantes.

Já foi evidenciado que a aplicação de esforços de conservação em apenas uma parte do ciclo de vida de espécies migradoras pode ser insuficiente, uma vez que as pressões que ocorrem em áreas ou períodos diferentes dos de reprodução podem afetar seriamente uma população (Limiñana *et al.*, 2012; Sarà *et al.*, 2014). A manutenção de usos do solo tradicionais nestas áreas é então crucial para manter estas populações, não apenas nos territórios de reprodução, como em todas as áreas em que estas populações possam ocorrer de acordo com os seus padrões de migração, corroborando o facto de que todos os aspetos da sua migração devam ser bem compreendidos (Møller *et al.*, 2008; Franco & Sutherland, 2004; Catry *et al.*, 2009; Limiñana *et al.*, 2012).

O estabelecimento de populações invernantes na Península Ibérica, como as de peneireiro-das-torres, criam boas oportunidades para a conservação de espécies tradicionalmente migradoras, que pode mitigar os impactos das ameaças que as afeta, levando a um melhoramento nas suas tendências populacionais. Isto traz responsabilidades acrescidas para manter estes territórios com condições favoráveis durante todo o ano (Tella & Forero, 2000; Correia, 2014). O conhecimento sobre os requisitos de habitat e alimento destas novas populações são essenciais

para garantir um bom planeamento e gestão das práticas agrícolas utilizadas em cada local (Butler & Gillins, 2004, Peggie *et al.*, 2011). No entanto, as alterações climáticas globais não podem ser esquecidas, pois podem diminuir a eficácia de conservação de áreas protegidas, como ZPEs (Araújo *et al.*, 2011; Mi *et al.*, 2015; Stralberg *et al.*, 2015). Este planeamento político e prático tem que ter cada vez mais em consideração os impactos (não obstante imprevisíveis) das alterações climáticas, de modo a assegurar a conservação destas espécies a longo prazo.

Conclusão geral

Neste estudo foi possível observar o impacto das alterações de habitat e das alterações climáticas, consideradas as principais causas para a extinção de espécies a nível global, em aves estepárias, as mais ameaçadas do continente europeu.

No primeiro capítulo, relacionado com as alterações humanas em habitats agrícolas, mostrou-se que o habitat estepário tem estado a diminuir, mesmo com os esforços de conservação pelas alterações de políticas agrícolas e criação de Zonas de Proteção Especial impostas pela Diretiva Aves. Esta diminuição do habitat estepário é maior em Portugal do que em Espanha no período de estudado, o que poderia indicar que as políticas e agrícolas em Espanha têm sido mais eficazes na preservação de práticas agrícolas compatíveis com a conservação da natureza, mas uma observação breve das percentagens dos diferentes usos do solo na data de designação de cada ZPE sugere que as alterações em Espanha foram mais rápidas do que em Portugal, ocorrendo de forma mais acentuada antes do período aqui estudado. A maior parte da perda de habitat estepário tem-se devido à conversão de área aberta para culturas permanentes, culturas abertas de regadio e matos, o que está de acordo com o relatado pela maioria dos estudos que indicam tanto a intensificação com o abandono de terrenos aráveis. A estabilização da tendência populacional de algumas destas aves na península ibérica mostra que os esforços de conservação resultantes das alterações nas políticas e práticas agrícolas podem ter resultados benéficos para estas espécies. Porém, a perda de habitat estepário assinaladas neste estudo vai contra estes esforços e é imperativo que estas tendências sejam revertidas.

O segundo capítulo aborda o estudo da dieta alimentar de uma ave de rapina estepária tradicionalmente migradora, o peneireiro-das-torres, que têm apresentado populações invernantes nos seus territórios habituais de reprodução, provavelmente resultado das alterações climáticas emergentes. A dieta aqui analisada é constituída maioritariamente por artrópodes de grandes dimensões, nomeadamente Orthoptera e Chilopoda semelhante à indicada pela maioria dos estudos. A dieta registada neste estudo preliminar aparenta ser intermédia à dieta registada para a mesma região durante o período de reprodução e durante o mesmo período para os territórios habituais de invernada subsaarianos, que sugere que estes indivíduos estão a adaptar-se a estes novos territórios de invernada, procurando organismos semelhantes àqueles que ocorriam nos territórios tradicionais.

Destes dois capítulos pode ser extraída a ideia de que a manutenção de áreas com práticas agrícolas tradicionais extensivas é essencial para a conservação do habitat estepário e das suas

espécies. As práticas agrícolas devem não só proporcionar um habitat adequado às necessidades de reprodução e fuga a predadores destas aves, como também assegurar uma estrutura da vegetação adequada que garanta uma boa abundância, detetabilidade e acessibilidade de recursos alimentares (Butler *et al.*, 2005; Butler & Gillins, 2004; McCracken & Tallowin, 2004; Butler *et al.*, 2010; Peggie *et al.*, 2011). Além disso, estratégias de conservação eficazes devem, não só incluir uma gestão sustentável compatível com estes habitats, como conseguir mitigar os impactos das alterações climáticas, cada vez mais emergentes (Araújo *et al.*, 2011). Com as novas adaptações que algumas aves têm mostrado face a estas alterações, torna-se ainda mais imperativo obter um conhecimento detalhado dos requerimentos de habitat e alimentação de cada espécie ao longo de todo o ciclo anual. As Zonas de Proteção Especial para aves propostas pela Diretiva Aves e a Política Agrícola Comum com os seus esquemas, principalmente os Esquemas Agroambientais, precisam de integrar estes conhecimentos e serem alvo de uma avaliação rigorosa, com o objetivo de perceber que alterações devem ser feitas de modo a cobrir e aumentar a eficácia de todas as áreas importantes para a conservação destes habitats (Stoate *et al.*, 2001; Kleijn & Sutherland, 2003; Kleijn *et al.*, 2006, Stoate *et al.*, 2009; Butler *et al.*, 2010; Leitão *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2014). Novas oportunidades do mercado vão emergindo com o conceito multiconceptual da agricultura, como a caça, o turismo e a produção de alimentos e produtos artesanais, ainda que seja necessário moderar estas atividades pelos distúrbios que possam causar nas aves (Palacín *et al.*, 2012; Tarjuello *et al.*, 2014). Esta diversificação pode contribuir para a retenção dos valores ecológicos inerentes à manutenção de campos agrícolas com práticas tradicionais extensivas (Stoate *et al.*, 2009). Este foi o primeiro estudo a quantificar a eficácia da designação de ZPEs na conservação de aves estepárias, com identificação das principais tendências de alteração de usos do solo. Estudos que abordam a eficácia ecológica prática de áreas protegidas, como este, são essenciais para identificar os problemas de gestão nestas áreas e a melhor forma de os colmatar (Gaston *et al.*, 2006; 2008). Partilhando os conhecimentos adquiridos pela comunidade científica com agricultores e decisores políticos ao longo dos vários países europeus, devem ser consideradas as práticas e políticas agrícolas a nível local, de modo a seleccionar aquelas que são mais compatíveis com a conservação destes habitats ao longo de todo o ano, à medida que recebem cada vez mais pressão das alterações climáticas e do crescimento populacional (Tella & Forero, 2000; Knight *et al.*, 2008; Stoate *et al.*, 2009; Leitão *et al.*, 2010; Palacín *et al.*, 2012, Rocha, 2014).

Referências

- Anderson PC, Kok OB, Erasmus BH. 1998. Diet, body mass and condition of Lesser Kestrels *Falco naumanni* in South Africa. *Ostrich* **70** (2): 112-116.
- Araújo MB, Alagador D, Cabeza M, Nogués-Bravo D, Thuiller W. 2011. Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* **14**: 484-492.
- Arroyo B, García JT, Bretagnolle V. 2002. Conservation of the Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) in agricultural areas. *Animal Conservation* **5**: 283-290.
- Atkinson PW, Buckingham D, Morris AJ. 2004. What factors determine where invertebrate-feeding birds forage in dry agricultural grasslands?. *Ibis* **146** (supplement 2): 99-107.
- Avilés JM, Parejo D. 2004. Farming practices and Roller *Coracias garrulus* conservation in south-west Spain. *Bird Conservation International* **14**: 173-181.
- Avilés JM, Sánchez JM, Parejo D. 2000. Nest-site selection and breeding success in the Roller (*Coracias garrulus*) in the Southwest of the Iberian Peninsula. *Journal of Ornithology* **141**: 345-350.
- Baker DJ, Hartley ND, Butchart SHM, Carr JA, Smith RJ, Belle E, Willis SG. 2015. Assessing climate change impacts for vertebrate fauna across the West African protected area network using regionally appropriate climate projections. *Diversity and Distributions* **21**: 991-1003.
- Benítez-López A, Viñuela J, Hervás I, Suárez F, García JT. 2013. Modelling Sandgrouse (*Pterocles* spp.) distributions and large-scale habitat requirements in Spain: implications for conservation. *Environmental Conservation* **41**: 132-143.
- BirdLife International 2012 (A). *Coracias garrulus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. www.iucnredlist.org (Acedido a Junho de 2015).
- BirdLife International 2012 (B). *Grus grus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. www.iucnredlist.org (Acedido a Junho de 2015).
- BirdLife International 2012 (C). *Melanocorypha calandra*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. www.iucnredlist.org (Acedido a Junho de 2015).
- BirdLife International 2012 (D). *Pterocles alchata*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. www.iucnredlist.org (Acedido a Junho de 2015).
- BirdLife International 2012 (E). *Pterocles orientalis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. www.iucnredlist.org (Acedido a Junho de 2015).
- BirdLife International 2012 (F). *Tetrax tetrax*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. www.iucnredlist.org (Acedido a Junho de 2015).
- BirdLife International 2013 (A). *Circus pygargus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. www.iucnredlist.org (Acedido a Junho de 2015).

- BirdLife International 2013 (B). *Falco naumanni*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. www.iucnredlist.org (Acedido a Junho de 2015).
- BirdLife International 2013 (C). *Otis tarda*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. www.iucnredlist.org (Acedido a Junho de 2015).
- BirdLife International 2014. *Burhinus oedipnemos*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. www.iucnredlist.org (Acedido a Junho de 2015).
- Borenstein M, Hedges LV, Higgins JPT, Rothstein HR. 2009. Introduction to meta-analysis. Wiley, UK.
- Bretagnolle V, Villers A, Denonfoux L, Cornulier T, Inchausti P, Badenhausser I. 2011. Rapid recovery of a depleted population of Little Bustards *Tetrax tetrax* following provision of alfalfa through an agri-environment scheme. *Ibis* **153**: 4-13.
- Brooks TM, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Rylands AB, Konstant WR, Flick P, Pilgrim J, Oldfield S, Magin G, Hilton-Taylor C. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* **16**: 909-923.
- Brotons L, Mañosa S, Estrada J. 2004. Modelling the effects of irrigation schemes on the distribution of steppe birds in Mediterranean farmland. *Biodiversity and Conservation* **13**: 1039-1058.
- Bustamante J. 1997. Predictive models for Lesser Kestrel *Falco naumanni* distribution, abundance and extinction in southern Spain. *Biological Conservation* **80**: 153-160.
- Butler SJ, Boccaccio L, Gregory RD, Vorisek P, Norris L. 2010. Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **137**: 348-357.
- Butler SJ, Gillings S. 2004. Quantifying the effects of habitat structure on prey detectability and accessibility to farmland birds. *Ibis* **146** (supplement 2): 123-130.
- Butler SJ, Whittingham MJ, Quinn JL, Cresswell W. 2005. Quantifying the interaction between food density and habitat structure in determining patch selection. *Animal Behaviour* **69**: 337-343.
- Caldara GF, Vitale CM, Calderone O, Lo Cascio G, Ferrantelli V, Sarà M. 2013. Changes in eggshell ultrastructure of *Falco naumanni* and *Tyto alba* exposed to pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs). *Italian Journal of Anatomy and Embryology* **118** (supplement): 42.
- Catry I. 2000. Biologia da reprodução e selecção de habitat do peneireiro-das-torres *Falco naumanni* na região de Castro Verde (Tese de Mestrado). Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Catry I, Alcazar R, Franco AMA, Sutherland WJ. 2009. Identifying the effectiveness and constraints of conservation interventions: a case of study of the endangered lesser kestrel. *Biological Conservation* **142**: 2782-2791.
- Catry I, Dias MP, Catry T, Afanasyev V, Fox J, Franco AMA, Sutherland WJ. 2010 (A). Individual variation in migratory movements and winter behaviour of Iberian Lesser Kestrels *Falco naumanni* revealed by geolocators. *Ibis* **153**: 154-164.

- Catry I, Franco AMA, Moreira F. 2014. Easy but ephemeral food: exploring the trade-offs of agricultural practices in the foraging decisions of Lesser Kestrels on farmland. *Bird Study* **61**: 447-456.
- Catry I, Franco AMA, Rocha P, Alcazar R, Reis S, Cordeiro A, Ventim R, Teodósio J, Moreira F. 2013. Foraging habitat quality constrains effectiveness of artificial nest-site provisioning in reversing population declines in a colonial cavity nester. *PLOS ONE* **8** (3): e58320. doi:10.1371/journal.pone.0058320.
- Catry I, Franco AMA, Sutherland WJ. 2011 (A). Adapting conservation efforts to face climate change: modifying nest-site provisioning for lesser kestrels. *Biological Conservation* **144**: 1111-1119.
- Catry I, Silva JP, Cardoso A, Martins A, Delgado A, Sanches AR, Santos A, Estanque B, Cruz CM, Pacheco C, Leitão D, Pereira E, Matilde E, Moital F, Romba F, Sequeiro N, Monteiro P, Rocha P, Correia R, Alcazar R, Cangarato R, Heleno R, Catry T, Silva T, Ferro T. 2011 (B). Distribution and population trends of the European Roller in pseudo-steppe areas of Portugal: results from a census in sixteen SPAs and IBAs. *Airo* **21**: 3-14.
- Charmantier A, Gienapp P. 2014. Climate change and timing of avian breeding and migration: evolutionary versus plastic changes. *Evolutionary Applications* **7**: 15-28.
- Cordeiro APA. 2007. Transferência de informação numa ave colonial, o peneireiro-das-torres *Falco naumanni*: implicações para a selecção de habitat (Tese de Mestrado). Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- Cormier J, Fustec J, Python J, Choisy P. 2008. Selection of nesting habitat by Montagu's Harriers *Circus pygargus* and Hen Harriers *Circus cyaneus* in managed heaths. *Bird Study* **55**: 86-93.
- Correia RAH. 2014. Effects of climate change and land management changes on conservation of Mediterranean Cork oak woodlands and their bird communities (Tese de Doutoramento). School of Environmental Sciences, University of East Anglia, UK.
- Crick HQP. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis* **146** (supplement 1): 48-56.
- de Frutos A, Olea PP. 2008. Importance of the premigratory areas for the conservation of Lesser Kestrel: space use and habitat selection during the post-fledging period. *Animal Conservation* **11**: 224-233.
- de Frutos A, Olea PP, Mateo-Tomás P, Purroy FJ. 2010. The role of fallow in habitat use by the Lesser Kestrel during the post-fledging period: inferring potential conservation implications from the abolition of obligatory set-aside. *European Journal of Wildlife Research* **56**: 503-511.
- Delgado A, Moreira F. 2000. Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **78**: 65-76.
- Delgado MP, Sanza MA, Morales MB, Traba J, Rivera D. 2013. Habitat selection and coexistence in wintering passerine steppe birds. *Journal of Ornithology* **154**: 469-479.
- Díaz M, González E, Muñoz-Pulido R, Naveso MA. 1996. Habitat selection patterns of Common Cranes *Grus grus* wintering in Holm Oak *Quercus ilex* dehesas of central Spain: effects of human management. *Biological Conservation* **75**: 119-123.

Dijk G. 1991. The status of semi-natural grasslands in Europe. Pages 15-36 in Goriup PD, Batten LA, Norton JA, editors. The conservation of lowland dry grassland birds in Europe. Joint Nature Conservation Bureau Limited, Berkshire, UK.

Donazar JA, Negro JJ, Hiraldo F, Hiraldo F. 1993. Foraging habitat selection, land-use changes and population decline in the Lesser Kestrel *Falco naumanni*. The Journal of Applied Ecology **30**: 515-522.

European Union. 2009. Directive 2009/147/EC of the European parliament and of the council. <http://eurlex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0147&from=EN> (Acedido a Agosto de 2015).

Faria N, Rabaça JE, Morales MB. 2012. The importance of grazing regime in the provision of breeding habitat for grassland birds: The case of the endangered Little Bustard (*Tetrax tetrax*). Journal for Nature Conservation **20**: 211-218.

Franco A, Andrada J. 1977. Alimentación y selección de presa en *Falco naumanni*. Ardeola **23**: 137-187.

Franco AMA, Brito JC, Almeida J. 2000. Modelling habitat selection of Common Cranes *Grus grus* wintering in Portugal using multiple logistic regressions. Ibis **142**: 351-358.

Franco AMA, Sutherland WJ. 2004. Modelling the foraging habitat selection of Lesser Kestrels: Conservation implications of European Agricultural Policies. Biological Conservation **120**: 63-74.

Galbraith H, Jones R, Park R, Clough J, Herrod-Julius S, Harrington B, Page G. 2002. Global climate change and sea level rise: potential losses of intertidal habitat for shorebirds. Waterbirds **25**: 173-183.

García JT, Morales MB, Martínez J, Iglesias L, García de La Morena E, Suárez F, Viñuela J. 2006. Foraging activity and use of space by Lesser Kestrel *Falco naumanni* in relation to agrarian management in central Spain. Bird Conservation International **16**: 83-95.

Gaston KJ, Charman K, Jackson SF, Armsworth PR, Bonn A, Briers RA, Callaghan CSQ, Catchpole R, Hopkins J, Kunin WE, Latham J, Opdam P, Stoneman R, Stroud DA, Tratt R. 2006. The ecological effectiveness of protected areas: the United Kingdom. Biological Conservation **132**: 76-87.

Gaston KJ, Jackson SF, Nagy A, Cantú-Salazar L, Johnson M. 2008. Protected Areas in Europe. Annals of the New York Academy of Sciences **1134**: 97-119.

Giorgi F. 2006. Climate change hot-spots. Geophysical Research Letters **33**: L08707. doi:10.1029/2006GL025734.

Gonzalez JL, Merino M. 1990. El Cernícalo Primilla (*Falco naumanni*) en la Península Iberica: situación, problemática y aspectos biológicos. ICONA, Instituto Nacional Para La Conservación de la Naturaleza, Madrid.

Gordo O, Brotons L, Ferrer X, Comas P. 2005. Do changes in climate patterns in wintering areas affect the timing of the Spring arrival of trans-Saharan migrant birds?. Global Change Biology **11**: 12-21.

Green RE, Tyler GA, Bowden CGR. 2000. Habitat selection, ranging behavior and diet of the Stone Curlew (*Burhinus oedipnemos*) in southern England. Journal of Zoology **250**: 161-183.

- Guixé D, Arroyo B. 2011. Appropriateness of Special Protection Areas for wide-ranging species: the importance of scale and protecting foraging, not just nesting habitats. *Animal Conservation* **14**: 391-399.
- Heath JA, Steenhof K, Foster MA. 2012. Shorter migration distances associated with higher winter temperatures suggest a mechanism for advancing nesting phenology of American Kestrels *Falco sparverius*. *Journal of Avian Biology* **43**: 376-384.
- Higgins JPT, Green S, editors. Cochrane handbook for systematic reviews of interventions Version 5.1.0 (update March 2011). The Cochrane collaboration, 2011. Available from www.cochrane-handbook.org.
- Hodar JA. 1997. The use of regression equations for estimation of prey length and biomass in diet studies of insectivore vertebrates. *Miscellània Zoològica* **20**: 1-10.
- Hoekstra JM, Boucher TM, Ricketts TH, Roberts C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* **8**: 23-29.
- Jetz W, Wilcove DS, Dobson AP. 2007. Projected Impacts of Climate and Land-Use Change on the Global Diversity of Birds. *PLOS Biology* **5**(6): e157. doi:10.1371/journal.pbio.0050157.
- Kieny F. 2003. Seasonal changes in the diet composition of the Lesser Kestrel – *Falco naumanni* – in Southern Spain (Tese de Mestrado). Ecole Nationale Supérieure Agronomique, Montpellier.
- Kleijn D, Baquero RA, Clough Y, Díaz M, De Esteban J, Fernández F, Gabriel D, Herzog F, Holzschuh A, Jöhl R, Knop E., Kruess A, Marshall EJP, Steffan-Dewenter I, Tschamntke T, Verhulst J, West TM, Yela JL. 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* **9**: 243-254.
- Kleijn D, Sutherland WJ. 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity?. *Journal of Applied Ecology* **40**: 947-969.
- Knight AT, Cowling RM, Rouget M, Balmford A, Lombard AT, Campbell BM. 2008. Knowing but not doing: selecting priority conservation areas and the research-implementation gap. *Conservation Biology* **22**: 610-617.
- Kok OB, Kok AC, Van Ee CA. 2000. Diet of the migrant Lesser Kestrels *Falco naumanni* in their Winter quarters in South Africa. *Acta Ornithologica* **35**: 147-151.
- Koks BJ, Trierweiler C, Visser EG, Dijkstra C, Komdeur J. 2007. Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu's Harrier *Circus pygargus*?. *Ibis* **149**: 575-586.
- Kopij G. 2002. Food of the Lesser Kestrel (*Falco naumanni*) in its winter quarters in South Africa. *Journal of Raptor Research* **36**: 148-152.
- Kopij G. 2007. Seasonal and annual dietary changes in Lesser Kestrels *Falco naumanni* wintering in Lesotho. *Ostrich* **78**: 615-619.
- Lane SJ, Alonso JA, Martín CA. 2001. Habitat preferences of Great Bustard *Otis tarda* flocks in the arable steppes of central Spain: are potentially suitable areas unoccupied?. *Journal of Applied Ecology* **38**: 193-203.

- Leitão PJ, Moreira F, Osborne PE. 2010. Breeding habitat selection by steppe birds in Castro Verde: a remote sensing and advanced statistics approach. *Ardeola* **57**: 97-116.
- Lepley M, Brun L, Foucart A, Pilard P. 2000. Régime et comportement alimentaires du falcon crecerellette *Falco naumanni* en Crau en période de reproduction et pot-reproduction. *Alauda* **68**: 177-184.
- Limíñana R, Soutullo A, Arroyo B, Urios V. 2012. Protected areas do not fulfil the wintering habitat needs of the trans-Saharan migratory Montagu's Harrier. *Biological Conservation* **145**: 62-69.
- Llusia D, Oñate JJ. 2005. Are the Conservation requirements of pseudo-steppe birds adequately covered by Spanish agri-environmental schemes? An *ex-ante* assessment. *Ardeola* **52**: 31-42.
- Lóránt M, Vadász C. 2014. The effect of above-ground medium voltage power lines on displaying site selection of the Great Bustard (*Otis tarda*) in central Hungary. *Ornis Hungarica* **22**: 42-49.
- Magaña M, Alonso JC, Martín CA, Bautista LM, Martín B. 2010. Nest-site selection by Great Bustards *Otis tarda* suggests a trade-off between concealment and visibility. *Ibis* **152**: 77-89.
- Marques AT, Henriques I, Catry I, Moreira MI. 2005. Distribution of the Roller *Coracias garrulus* in Portugal, an historical approach. *Ardeola* **52**: 173-176.
- Martín B, Alonso JC, Martín CA, Palacín C, Magaña M, Alonso J. 2012. Influence of spatial heterogeneity and temporal variability in habitat selection: a case study on a Great Bustard metapopulation. *Ecological Modelling* **228**: 39-48.
- Martín CA, Casas F, Mougeot F, García JT, Viñuela J. 2010. Seasonal variations in habitat preferences of the Pin-tailed Sandgrouse in agrarian pseudo-steppes. *Ardeola* **57**: 191-198.
- Martín B, Martín CA, Palacín C, Sastre P, Ponce C, Bravo C. 2014. Habitat preferences of sympatric Sandgrouse during the breeding season in Spain: a multiscale approach. *European Journal of Wildlife Research* **60**: 625-636.
- Mcmahon BJ, Giralt D, Raurell M, Brotons L, Bota G. 2010. Identifying set-aside features for bird conservation and management in northeast Iberian pseudo-steppes. *Bird Study* **57**: 289-300.
- McCracken DI, Tallowin JR. 2004. Swards and structure: the interactions between farming practices and bird food resources in lowland grasslands. *Ibis* **146** (supplement 2): 108-114.
- Meller K, Lehikoinen A, Vähätalo AV. 2013. The effects of hatching date on timing of autumn migration in partial migrants – an individual approach. *Journal of Avian Biology* **44**: 272-280.
- Mi A, Falk H, Guo Y. 2015. Climate change enlarges China's Great Bustards' (*Otis tarda dybowskii*) suitable wintering distribution in the 21st century. *PeerJ PrePrints* **3**: e1547.
- Møller AP, Rubolini D, Lehikoinen E. 2008. Populations of migratory bird species that did not show a phonological response to climate change are declining. *Proceedings of the National Academy of sciences of the United States of America* **105**: 16195-16200.

- Moreira F, Beja P, Morgado R, Reino L, Gordinho L, Delgado A, Borralho R. 2005. Effects of field management and landscape context on grassland wintering birds in Southern Portugal. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **109**: 59-74.
- Moreira F, Leitão PJ, Morgado R, Alcazar R, Cardoso A, Carrapato C, Delgado A, Geraldés P, Gordinho L, Henriques I, Lecoq M, Leitão D, Marques AT, Pedroso R, Prego I, Reino L, Rocha P, Tomé R, Osborne PE. 2007. Spatial distribution patterns, habitat correlates and population estimates of steppe birds in Castro Verde. *Airo* **17**: 5-30.
- Moreira F, Morgado R, Arthur S. 2004. Great Bustard *Otis tarda* habitat selection in relation to agricultural use in Southern Portugal. *Wildlife Biology* **10**: 251-260.
- Moreira F, Silva JP, Estanque B, Palmeirim JM, Lecoq M, Pinto M, Leitão D, Alonso I, Pedroso R, Santos E, Catry T, Silva P, Henriques I, Delgado A. 2012. Mosaic-Level inference of the impact of land cover changes in agricultural landscapes on biodiversity: a case-study with a threatened grassland bird. *PLOS ONE* **7**: e38876. doi:10.1371/journal.pone.0038876.
- Morgado R, Beja P, Reino L, Gordinho L, Delgado A, Borralho R, Moreira F. 2010. Calandra Lark habitat selection: strong fragmentation effects in a grassland specialist. *Acta Oecologica* **36**: 63-73.
- Morgan JL, Gergel SE, Coops NC. 2010. Aerial photography: a rapidly evolving tool for ecological management. *BioScience* **60**: 47-59.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-858.
- Negro JJ, de La Riva M, Bustamante J. 1991. Patterns of winter distribution and abundance of Lesser Kestrels (*Falco naumanni*) in Spain. *Journal of Raptor Research* **25**: 30-35.
- Negro JJ, Hiraldo F, Donazar JA. 1997. Causes of natal dispersal in the Lesser Kestrel: inbreeding avoidance or resource competition?. *Journal of Animal Ecology* **66**: 640-648.
- Olander LP, Gibbs HK, Steininger M, Swenson JJ, Murray BC. 2008. Reference scenarios for deforestation and forest degradation in support of REDD: a review of data and methods. *Environmental Research Letters* **3**: 025011. doi:10.1088/1748-9326/3/2/025011.
- Oñate JJ, Atance I, Bardají I, Llusia D. 2007. Modelling the effects of alternative CAP policies for the Spanish high-nature value cereal-steppe farming systems. *Agricultural Systems* **94**: 247-260.
- Osborne PE, Alonso JC, Bryant RG. 2001. Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with Great Bustards. *Journal of Applied Ecology* **38**: 458-471.
- Palacín C, Alonso JC, Martín CA, Alonso JA. 2012. The importance of traditional farmland areas for steppe birds: a case study of migrant female Great Bustard *Otis tarda* in Spain. *Ibis* **154**: 85-95.
- Parmesan C, Yohe G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* **421**: 37-42.

- Pearce-Higgins JW, Eglington SM, Martay B, Chamberlain DE. 2015. Drivers of climate change impacts on bird communities. *Journal of Animal Ecology* **84**: 943-954.
- Peggie CT, Garratt CM, Whittingham MJ. 2011. Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds?. *Bird study* **58**: 390-398.
- Pérez-Granados C. 2010. Diet of adult Lesser Kestrels *Falco naumanni* during the breeding season in central Spain. *Ardeola* **57**: 443-448.
- Regos A, D'Amen M, Herrando S, Guisan A, Brotons L. 2015. Fire management, climate change and their interacting effects on birds in complex Mediterranean landscapes: dynamic distribution modelling of an early-successional species – the near-threatened Dartford Warbler (*Sylvia undata*). *Journal of Ornithology*: 1-12.
- Robinson RA, Learmonth JA, Hutson AM, Macleod CD, Sparks TH, Leech DI, Pierce GJ, Rehfisch MM, Crick HQP. 2005. Climate change and migratory species. British Trust for Ornithology Research Report 414. British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk, IP24 2PU, UK.
- Rocha P. 1995. O peneireiro-de-dorso-liso (*Falco naumanni*, Fleisher 1818) na região de Mértola -Castro Verde - Biologia e ecologia de uma ave de presa colonial (Tese de Mestrado). Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Rocha PA. 1998. Dieta e comportamento alimentar do peneireiro-de-dorso-liso *Falco naumanni*. *Airo* **9**: 40-47.
- Rodríguez A, Negro JJ, Fox JW, Afanasyev V. 2009. Effects of geolocator attachments on breeding parameters of Lesser Kestrels. *Journal of Field Ornithology* **80**: 399-407.
- Rodríguez C, Bustamante J. 2003. The effect of weather on Lesser Kestrel breeding success: can climate change explain historical population declines?. *Journal of Animal ecology* **72**: 793-810.
- Rodríguez C, Bustamante J. 2008. Patterns of Orthoptera abundance and Lesser Kestrel conservation in arable landscapes. *Biodiversity Conservation* **17**: 1753-1764.
- Rodríguez C, Johst K, Bustamante J. 2006. How do crop types influence breeding success in Lesser Kestrel through prey quality and availability? A modelling approach. *Journal of Applied Ecology* **43**: 587-597.
- Rodríguez C, Peris SJ. 2007. Habitat associations of small mammals in farmed landscapes: implications for agri-environmental schemes. *Animal Biology* **57**: 3010-314.
- Rodríguez C, Tapia L, Kieny F, Bustamante J. 2010. Temporal changes in Lesser Kestrel (*Falco naumanni*) diet during the breeding season in southern Spain. *Journal of Raptor Research* **44**: 120-128.
- Root TL, Price JT, Hall KR, Schneider SH, Rosenzweig C, Pounds JA. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* **421**: 57-60.
- Salamolard M, Moreau C. 1999. Habitat selection by Little Bustard *Tetrax tetrax* in a cultivated area of France. *Bird Study* **46**: 25-33.

- Sanderson FJ, Pople RG, Ieronymidou C, Burfield IJ, Gregory RD, Willis SG, Howard C, Stephens PA, Beresford AE, Donald PF. 2015. Assessing the performance of EU nature legislation in protecting target bird species in an era of climate change. *Conservation Letters* **0**: 1-9.
- Sanza MA, Traba J, Morales MB, Rivera D, Delgado MP. 2012. Effects of landscape, conspecifics and heterospecifics on habitat selection by breeding farmland birds: the case of the Calandra Lark (*Melanocorypha calandra*) and Corn Bunting (*Emberiza calandra*). *Journal of Ornithology* **153**: 525-533.
- Sarà M, Campobello D, Zanca L, Massa B. 2014. Food for flight: pre-migratory dynamics of the Lesser Kestrel *Falco naumanni*. *Bird Study* **61**: 29-41.
- Schaefer H, Jetz W, Böhning-Gaese K. 2008. Impact of climate change on migratory birds: community reassembly versus adaptation. *Global Ecology and Biogeography* **17**: 38-49.
- Silva JP, Catry I, Palmeirim JM, Moreira A. 2015. Freezing heat: thermally imposed constraints on the daily activity patterns of a free-ranging grassland bird. *Ecosphere* **6**: article 119.
- Silva JP, Estanque B, Moreira F, Palmeirim JM. 2014. Population density and use of grasslands by female Little Bustards during *lek* attendance, nesting and brood-rearing. *Journal of ornithology* **155**: 53-63.
- Silva JP, Faria N, Catry T. 2007. Summer habitat selection and abundance of the threatened Little Bustard in Iberian agricultural landscapes. *Biological Conservation* **139**: 186-194.
- Silva JP, Pinto M, Palmeirim JM. 2004. Managing landscapes for the Little Bustard *Tetrax tetrax*: lessons from the study of winter habitat selection. *Biological Conservation* **117**: 521-528.
- Sodhi NS, Koh LP, Brook BW, Ng PKL. 2004. Southeast Asian biodiversity: an impending disaster. *Trends in Ecology and Evolution* **19**: 654-660.
- Stoate C, Báldi A, Beja P, Boatman ND, Herzog I, van Doorn A, de Snoo GR, Rakosy L, Ramwell C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* **91**: 22-46.
- Stoate C, Boatman ND, Borralho RJ, Carvalho CR, de Snoo GR, Eden P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* **63**: 337-365.
- Stralberg D, Matsuoka SM, Hamann A, Bayne EM, Sólymos P, Schiegelow FKA, Wang X, Cumming SG, Song SJ. 2015. Projecting boreal bird responses to climate change: the signal exceeds the noise. *Ecological Applications* **25**: 52-69.
- Suárez F, Naveso MA, De Juana E. 1997. Farming in the drylands of Spain: birds of the pseudosteppes. Pages 297-330 in Pain D, Pienkowsky MW, editors. *Farming and birds in Europe*. Academic Press, London.
- Synes NW, Osborne PE. 2011. *Global Ecology and Biogeography* **20**: 904-914.
- Tabarelli M, Montovani W, Peres CA. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* **91**: 119-127.

- Tarjuelo R, Morales MB, Traba J, Delgado MP. 2014. Are species coexistence areas a good option for conservation management? Applications from fine scale modelling in two steppe birds. PLOS ONE **9** (1): e87847. doi:10.1371/journal.pone.0087847.
- Tella JL, Forero MG. 2000. Farmland habitat selection of wintering Lesser Kestrels in a Spanish pseudosteppe: implications for conservation strategies. Biodiversity and Conservation **9**: 433-441.
- Tella JT, Forero MG, Hiraldo F, Donazar JA. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel conservation and European agricultural policies as identified by habitat use analyses. Conservation Biology **12**: 593-604.
- Tella JL, Torre I, Sánchez C. 1996. Habitat availability and roost-site selection by the Stone Curlew *Burhinus oediconemus* in an arid cultivated landscape (Los Monegros, NE Spain). Revue d'Écologie **51**: 153-159.
- Teodósio J. 2000. Dieta e selecção de presas do peneireiro-das-torres (*Falco naumanni*) na região de Castro Verde, Baixo Alentejo (Tese de Mestrado). Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Tilman D, Lehman CL, Yin.1997. Habitat destruction, dispersal, and deterministic extinction in competitive communities. American Naturalist **149**: 407-435.
- Traba J, de la Morena E, Morales MB, Suárez F. 2007. Determining high value areas for steppe birds in Spain: hot spots, complementarity and the efficiency of protected areas. Biodiversity Conservation **16**: 3255-3275.
- Traba J, Morales MB, de la Morena ELG, Delgado M, Kristín A. 2008. Selection of breeding territory by Little Bustard (*Tetrax tetrax*) males in central Spain: the role of arthropod availability. Ecological Research **23**: 615-622.
- Travis MJ. 2003. Climate change and habitat destruction: a deadly anthropogenic cocktail. Proceedings of the Royal Society of London B (Biological Sciences) **270**: 467-473.
- Ursúa E, Serrano D, Tella JL. 2005. Does land irrigation actually reduce foraging habitat for breeding Lesser Kestrels? The role of crop types. Biological Conservation **122**: 643-648.
- Ventim RN. 2004. Selecção de habitat de caça do peneireiro-das-torres, *Falco naumanni*, numa colónia da ZPE de Castro Verde (Baixo Alentejo) e importância do género *Gryllotalpa* na sua dieta (Tese de Mestrado). Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Vergara P, Fargallo JA, Banda E, Parejo D, Lemus JA, García-Montijano M. 2008. Low frequency of anti-acetylcholinesterase pesticide poisoning in Lesser and Eurasian Kestrels of Spanish grassland and farmland populations. Biological Conservation **141**: 499-505.
- Vickery JA, Ewing SR, Smith KW, Pain DJ, Bairlein F, ŠKorpilová J, Gregory RD. 2014. The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. Ibis **156**: 1-22.
- Vickery JA, Tallowin JR, Feber RE, Asteraki EJ, Atkinson PW, Fuller RJ, Brown VK. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain_ effects of agricultural practices on birds and their food resources. Journal of Applied Ecology : 647-664.

- Visser ME, Perdeck AC, van Balen JH, Both C. 2009. Climate changes leads to decreasing bird migration distances. *Global Change Biology* **15**: 1859-1865.
- Walther G, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee TJC, Fromentin J, Hoegh-Guldberg O, Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* **416**: 389-395.
- Wang Y, Shiyomi M, Tsuiki M, Tsutsumi M, Yu X, Yi R. 2002. Spatial heterogeneity of vegetation under different grazing intensities in the Northwest Heilongjian steppe of China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **90**: 217-229.
- Whittingham MJ. 2007. Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not?. *Journal of Applied Ecology* **44**: 1-5.
- Whittingham MJ, Evans KL. 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* **146**: 210-220.
- Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation biology* **6**: 237-256.
- Wilcove DS, Wikelski M. 2008. Going, Going, Gone: is Animal Migration Disappearing. *PLOS Biology* **6** (7): e188. doi:10.1371/journal.pbio.0060188.
- Wilson JD, Morris AJ, Arroyo BE, Clark SC, Bradbury RB. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **75**: 13-30.

Anexos

Anexo I: Classes de uso do solo utilizadas no Capítulo 1.

Classe	Descrição
Floresta	Florestas naturais (pinhais), com a exceção de montado.
Construído	Áreas urbanas ou outro tipo de infraestruturas (pedreiras, parques solares).
Matos	Matos.
Montado	Áreas com montado
Cultura permanente	Culturas permanentes (olival, vinhas).
Regadio	Áreas abertas de irrigação intensiva.
Sequeiro	Áreas abertas com cultivo de sequeiro.
Pastagens	Pastagens permanentes e pousios.

Anexo II: Percentagens de cobertura de cada uso do solo na data de designação de cada ZPE e em cada data analisada neste estudo

Tabela 1: Percentagens (%) de usos do solo na data de designação de cada ZPE (Portugal)

Tipo de uso do solo	Classes relacionadas	Castro verde	Campo Maior	MMB	Guadiana
Áreas agro/silvo/pastoris	Montado	16,62	15,48	27,49	15,70
Áreas agrícolas arvenses	Sequeiro; pastagem; regadio	70,11	58,90	7,91	26,92
Áreas agrícolas arbóreo-arbustivas	Cultura permanente	1,72	22,42	1,86	1,22
Matos e pastagens naturais	Mato; pastagem	7,21	1,34	2,57	24
Floresta	Floresta	3,22	0,73	3,14	9,43
Zonas húmidas	N	0,63	0,69	0,51	1,41
Outros (áreas urbanas e industriais, áreas sem coberto vegetal)	Construído	0,48	0,11	0,40	0,48
Não classificado		0,02	0,33	0,07	0
Sem cartografia				56,05	20,84

Tabela 2: Percentagens (%) de usos do solo na data de designação de cada ZPE (Espanha)

Usos do solo	Classes relacionadas	Serena	Sur	Albuera	Cáceres	Brozas	Sevilla
Tidal rivers, Estuaries, Mud flats, Sand flats, Lagoons (including saltwork basins)	N			3			
Salt marshes, Salt pastures, Salt steppes	N			1			
Inland water bodies (Standing water, Running water)	N	1	5	3	1	1	
Bogs, Marshes, Water fringed vegetation, Fens	N		5	2		1	
Heath, Scrub, Maquis and Garrigue, Phygrana	Matos	5	5		6	8	
Dry grassland, Steppes	Sequeiro	93	5	20	23	72	7
Extensive cereal cultures (including rotation cultures with regular fallowing)	Sequeiro; pastagens						88
Other arable land	Sequeiro; pastagem; regadio		65				
Broad-leaved deciduous woodland	Montado		1	3			
Evergreen woodland	Montado	1	4	8	1	16	5
Non-forest areas cultivated with woody plants (including Orchards, groves, Vineyards, Dehesas)	Culturas permanentes			22			
Other land (including Towns, Villages, Roads, Waste places, Mines, Industrial sites)	Construído		10	12	69	2	
Agricultural habitats (general)	Sequeiro; pastagem; regadio			26			

Tabela 3: Percentagem (%) de usos do solo nas duas datas estudadas para cada imagem

Usos do solo	Campo Maior		MMB		Castro Verde		Guadiana		Cáceres		Brozas		Albuera		Serena		Sur		Sevilla	
	2004-06	2013	2004-06	2011-13	2004-06	2011	2004-06	2011	2004-06	2011-13	2004-06	2011-13	2004-06	2013	2004-06	2010-12	2004-06	2011	2008-09	2013
Construído	0.6	0.6	0.0	0.0	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.3	0.0	0.3	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0
Floresta	1.9	1.9	7.2	7.2	2.3	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Matos	0.3	0.3	9.7	9.0	6.3	5.6	2.0	8.4	1.4	1.0	4.3	4.3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Montado	3.4	3.4	13.7	13.7	1.3	1.3	2.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Olival	25.2	26.8	15.3	19.0	5.3	7.6	4.5	5.0	1.0	1.0	0.6	0.6	45.1	47.9	5.4	5.7	12.0	12.4	22.7	25.5
Pousio	15.9	19.3	21.8	24.0	47.0	36.8	35.1	28.7	64.5	78.6	77.6	81.1	2.1	3.7	60.9	61.7	1.2	8.4	1.1	0.8
Regadio	5.3	9.3	0.0	0.0	0.0	0.3	0.5	0.0	1.4	1.4	0.0	0.0	3.7	4.3	0.0	0.2	4.4	4.0	2.8	1.7
Sequeiro	47.0	38.0	33.0	27.1	36.8	44.7	55.9	55.9	31.7	17.9	15.5	10.2	42.9	34.4	33.4	31.9	81.2	74.0	73.1	71.7
Vinhas	0.3	0.3	0.3	0.9	0.7	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.1	9.5	0.0	0.0	1.2	1.2	0.3	0.3